

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

S. Leenhardt, L. Mamy, S. Pesce, W. Sanchez, coord.

éditions Quæ

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

Sophie Leenhardt, Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez, coord.

Éditions Quæ

L'édition de cet ouvrage a bénéficié du soutien financier de l'Agence française de la biodiversité (AFB), devenue l'Office français de la biodiversité (OFB) en tant que gestionnaire des fonds du plan national d'action Écophyto II (convention AFB/2019-327).

Cet ouvrage est la synthèse d'un rapport d'expertise scientifique collective (ESCo) sollicité conjointement par les ministères en charge respectivement de l'Écologie, de l'Agriculture et de la Recherche. Il a été élaboré par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable, que ce soit par les commanditaires, par INRAE ou par l'Ifremer. La présente synthèse, tirée du rapport, n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Les documents relatifs à cette expertise sont disponibles sur les sites web d'INRAE (www.inrae.fr) et de l'Ifremer (www.ifremer.fr).

Ce document est la synthèse du rapport d'expertise dont les auteurs sont le comité d'experts, les contributeurs ponctuels sollicités par les experts et les contributeurs de la DEPE, comme cités dans la référence ci-dessous :

Laure Mamy (coord.), Stéphane Pesce (coord.), Wilfried Sanchez (coord.), Marcel Amichot, Joan Artigas, Stéphanie Aviron, Carole Barthélémy, Rémy Beaudouin, Carole Bedos, Annette Bérard, Philippe Berny, Cédric Bertrand, Colette Bertrand, Stéphane Betoulle, Eve Bureau-Point, Sandrine Charles, Arnaud Chaumot, Bruno Chauvel, Michael Coeurdassier, Marie-France Corio-Costet, Marie-Agnès Coutellec, Olivier Crouzet, Isabelle Doussan, Jean-Paul Douzals, Juliette Faburé, Clémentine Fritsch, Nicola Gallai, Patrice Gonzalez, Véronique Gouy, Mickael Hedde, Alexandra Langlais, Fabrice Le Bellec, Christophe Leboulanger, Christelle Margoum, Fabrice Martin-Laurent, Rémi Mongruel, Soizic Morin, Christian Mougin, Dominique Munaron, Sylvie Nélieu, Céline Pelosi, Magali Rault, Nicolas Ris, Sergi Sabater, Sabine Stachowski-Haberkorn, Elliott Sucré, Marielle Thomas, Julien Tournebize, Anne-Laure Achard, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Estelle Delebarre, Floriane Larras, Sophie Leenhardt (coord.) (2022). Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Rapport d'ESCo, INRAE-Ifremer (France), 1 408 pages. https://dx.doi.org/10.17180/ogp2-cd65

Pour citer cet ouvrage :

Leenhardt S., Mamy L., Pesce S., Sanchez W., 2023. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques*, Versailles, Éditions Quæ, 184 p.

ISBN papier : 978-2-7592-3656-5
ISBN pdf : 978-2-7592-3657-2
ISBN ePub : 978-2-7592-3658-9
ISSN : 2115-1229

Éditions Quæ
RD 10
78026 Versailles Cedex
www.quae.com
www.quae-open.com

Table des matières

Avant-propos 5

Introduction 6

Contexte 9

Demande d'expertise 10

Principes de l'ESCo 12

Composition du collectif d'experts 12

Sources mobilisées 13

Cadre d'analyse 15

1. Préambule sur la fragmentation des connaissances 19

Caractère parcellaire et hétérogène 19

Complémentarité des approches et des objets d'étude 23

2. Contamination de l'environnement par les PPP et exposition des organismes 27

Contamination avérée des milieux par une grande diversité de PPP 27

Dynamiques de transfert et devenir des substances 36

Influence du contexte sur la dynamique d'exposition 39

Leviers pour limiter la contamination et l'exposition 41

Innovations et perspectives pour caractériser la contamination et l'exposition 54

3. Effets sur la biodiversité 59

De l'exposition aux effets, sources de variabilité de la sensibilité aux PPP 60

Mise en évidence des différents types d'effets 63

Effets sur l'état de la biodiversité et ses évolutions 67

Conséquences sur les fonctions écosystémiques 76

Innovations et perspectives pour l'évaluation des effets 85

4. Conséquences sur les services écosystémiques 97

Liens conceptuels entre fonctions et services 98

Principaux services écosystémiques impactés 100

Innovations et perspectives sur les services écosystémiques 103

5. Points transversaux de préoccupation ou d'amélioration 107
Questions relatives au choix des substances 107
Phénomènes d'accumulation 111
Améliorations enregistrées 118
Améliorations apportées et difficultés persistantes sur le plan scientifique 120

6. Interactions entre science et réglementation 127
Niveau d'exigence et complexité de la réglementation sur les PPP 128
Connaissances scientifiques disponibles non prises en compte 129
Disjonction des évaluations avant et après mise sur le marché 137
Pistes d'amélioration les plus documentées 139

Conclusion 147
La contamination de l'environnement par les PPP est avérée dans tous les milieux 147
L'état des lieux reste très incomplet dans les outre-mer 148
Les PPP contribuent à la fragilisation de la biodiversité 149
Les PPP diminuent la capacité à fournir des services écosystémiques 150
Les impacts dépendent fortement des modalités et du contexte d'utilisation 151
Des leviers permettent d'atténuer en partie les impacts 151
Dans les JEVI, une reconception des modes de gestion 153
L'encadrement réglementaire des PPP comporte des objectifs ambitieux qui ne sont pas complètement atteints 153
La mobilisation des connaissances à des fins réglementaires nécessite d'être organisée 153
Mieux prendre en compte la complexité des expositions et des effets 155
Articuler l'étude des systèmes agricoles à celle des écosystèmes 156

Sigles et abréviations 157
Glossaire 159
Sélection bibliographique 165
Collectif de travail 179



Avant-propos

Dans le cadre du plan Écophyto II+, différents travaux d'expertise sont conduits de manière complémentaire. L'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm) a présenté en juin 2021 les résultats d'une expertise collective dont il avait été saisi sur les effets des produits phytopharmaceutiques sur la santé humaine intitulée *Pesticides et santé – Nouvelles données*. La présente expertise scientifique collective (ESCo) est quant à elle centrée sur les impacts de ces produits sur la biodiversité et les services écosystémiques. Une autre ESCo restituée le 20 octobre 2022 a porté sur l'utilisation de la diversité végétale des espaces agricoles pour réguler les bioagresseurs des cultures.

Sollicitée en mars 2020 par les ministères en charge de l'Environnement, de l'Agriculture et de la Recherche, l'expertise présentée dans cet ouvrage a été confiée à INRAE et à l'Ifremer. Elle actualise et complète les travaux antérieurs qui avaient été restitués en 2005 sur *Pesticides, agriculture et environnement*, et en 2008 sur *Agriculture et biodiversité*.

Les résultats sont publiés sur les sites internet d'INRAE et de l'Ifremer sous trois formats. Le rapport complet de 1 408 pages comporte un rappel des éléments de contexte de l'expertise, la description de la méthode mise en œuvre et l'ensemble de la bibliographie qui intègre près de 4 500 références, les éléments de cadrage scientifique spécifiques à cette ESCo, l'ensemble des analyses produites par ses experts, ainsi que les conclusions générales qui en découlent. La synthèse, qui fait également l'objet de cet ouvrage, rassemble les principaux constats établis dans le rapport d'ESCo, sans mobiliser l'intégralité du corpus bibliographique utilisé. Les références ne sont citées dans ce document que lorsque les données ou exemples mentionnés sont directement issus d'une publication. Le résumé en 14 pages présente les principaux enseignements tirés de ces travaux.

Introduction

Chaque année, entre 55 000 et 70 000 tonnes de substances phytopharmaceutiques, incluant celles utilisables en agriculture biologique et celles de biocontrôle, sont vendues sur les territoires français de l'Hexagone et d'outre-mer[1]. Ces substances sont principalement destinées à la protection des cultures et, pour une part estimée entre 2 et 5 % des quantités totales, à l'entretien des jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI). Elles entrent dans la composition de produits commerciaux intégrant des co-formulants éventuellement associés à des adjuvants. Après utilisation, elles peuvent subir différents processus de dégradation biotique et abiotique conduisant à l'apparition de produits de transformation. La protection des cultures repose largement sur des molécules organiques de synthèse et des substances minérales, mais elle peut aussi recourir à des produits de biocontrôle, c'est-à-dire des substances naturelles issues de végétaux, d'animaux ou de minéraux, des microorganismes, des macroorganismes et des médiateurs chimiques (ex. : phéromones, kairomones) contribuant à la régulation des populations d'organismes ciblés. C'est l'ensemble de ces substances et organismes utilisés pour la protection des cultures et l'entretien des JEVI, ainsi que leurs co-formulants et adjuvants, qui sont considérés ici sous le terme de « produits phytopharmaceutiques » (PPP). Les produits de transformation des PPP sont également pris en compte. Bien que, dans le langage courant, le terme « pesticides » soit plus largement utilisé, cette terminologie de PPP a été retenue pour désigner plus précisément le périmètre traité dans le cadre de l'ESCo, en cohérence avec le vocabulaire retenu dans les textes réglementaires pour distinguer, parmi les pesticides, l'ensemble des biocides utilisés pour divers usages, et les PPP utilisés pour la protection des cultures ou l'entretien des JEVI, comme illustré par la figure 1. C'est donc l'usage qui caractérise avant tout un PPP par rapport à d'autres catégories réglementaires.

Les PPP sont conçus pour être utilisés directement dans l'environnement, sur des surfaces pouvant varier, pour une application, de quelques dizaines de mètres carrés à plusieurs centaines d'hectares, et couvrant potentiellement en France hexagonale environ 20 millions d'hectares pour les traitements agricoles[2], et entre 3 et 4 millions d'hectares pour les JEVI (Ballet, 2021)[3]. Ils sont utilisés pour produire des effets attendus sur les organismes générant des nuisances aux végétaux cultivés et à leurs auxiliaires, mais ils peuvent aussi

1. Source : Notes de suivi Écophyto : https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest. Outre-mer comprend ici uniquement les territoires entrant dans le champ de la redevance pour pollution diffuse : Guadeloupe, Martinique, Guyane, Réunion.

2. Source : Agreste Statistique agricole annuelle 2020 : surface agricole utile (SAU) 28 Mha ; surface toujours en herbe (STH) 8 Mha. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/SAANR_1/detail/ (consulté le 9/01/2023).

3. Enquête Teruti : sols artificialisés perméables stabilisés (voies ferrées, pistes forestières, chemins non agricoles, décharges) et autres sols artificialisés perméables (pelouses, jardins, parcs, bords de routes), soit environ deux tiers des 5 Mha de sols artificialisés.

être responsables d'effets non intentionnels. Ceux-ci sont liés à des effets directs sur la physiologie des organismes non ciblés mais exposés aux PPP, selon le devenir dans l'environnement de ces produits, ainsi qu'aux conséquences indirectes qui en résultent. La pression exercée sur les organismes directement impactés a en effet des répercussions sur les dynamiques écologiques dans lesquelles ils sont impliqués. Cette utilisation à grande échelle, dans des espaces intégrés aux écosystèmes, de molécules destinées à éliminer volontairement certains organismes considérés comme nuisibles pose naturellement la question des conséquences de leurs applications sur la biodiversité.



Figure 1. Périmètre des substances considérées.

La biodiversité taxonomique et fonctionnelle actuelle est le fruit de l'évolution. C'est un patrimoine précieux qu'il convient de préserver avant tout pour elle-même, ce qui n'interdit pas d'utiliser les ressources qu'elle offre, mais de manière durable et dans une logique de bien commun, comme promu par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Elle est indispensable à la vie, et constitue un facteur de résilience dans le contexte des changements globaux induits par les activités humaines.

Elle peut notamment contribuer à réguler et limiter les déséquilibres et certains des effets résultant de ces changements globaux. En contrepartie, ces mêmes changements globaux, par le déplacement des aires de distribution des espèces, par l'augmentation de l'amplitude et de la fréquence des événements extrêmes, et par la modification des conditions physico-chimiques qui règnent dans les différents milieux, fragilisent la biodiversité. Lorsque le rythme des changements dépasse la capacité d'adaptation du vivant, des espèces disparaissent ou déclinent, parfois au profit d'autres espèces qui peuvent prendre un caractère envahissant. Les habitats et les écosystèmes en sont alors plus ou moins profondément modifiés, ainsi que les processus écologiques associés.

Les évolutions de la biodiversité sous l'influence de pressions aujourd'hui clairement identifiées sont notables depuis de nombreuses décennies. Selon l'UICN, 22,7 % des 15 060 espèces européennes qui ont fait l'objet d'une évaluation sont menacées d'extinction[4]. Ces évolutions présentent toutefois une variabilité et des tendances parfois contrastées suivant les périodes, les zones géographiques, les espèces et les habitats considérés, qui rendent leur caractérisation complexe. Ces évolutions contrastées témoignent de processus diversifiés de résilience, d'adaptation et de fragilisation qui coexistent. Il est toutefois aujourd'hui clairement établi que l'érosion de la biodiversité est la tendance globalement dominante, et qu'elle compromet la capacité d'adaptation des écosystèmes aux changements globaux.

L'utilisation des PPP contribue à cette dynamique avec un rôle paradoxal. En effet, elle a pour objet de protéger les cultures contre les espèces considérées comme nuisibles, mais elle contribue de ce fait même à augmenter la vulnérabilité de la production du fait de l'abandon des stratégies préventives et/ou de l'apparition stimulée d'espèces nuisibles résistantes aux PPP appliqués, et/ou de l'altération des régulations naturelles favorables aux cultures.

Par ailleurs, les contaminations par les PPP s'ajoutent à celles dues à d'autres substances chimiques ainsi qu'à d'autres types de pressions, incluant par exemple les destructions permanentes d'habitats écologiques du fait de l'augmentation de l'urbanisation et de l'intensification des cultures agricoles et sylvicoles. Les pressions qui s'exercent sur la biodiversité sont ainsi multiples et très variables suivant les contextes, y compris en ce qui concerne les PPP. Les impacts spécifiques d'une substance pour un usage sur l'ensemble de la biodiversité sont donc très difficilement mesurables d'un point de vue quantitatif. C'est toutefois une question qui se pose sur un plan réglementaire pour la mise sur le marché des produits, qui ne peuvent être commercialisés que s'ils « n'ont aucun effet nocif sur la santé humaine ou animale ni aucun effet inacceptable sur l'environnement » (Commission européenne, 2009b). Au regard de cette exigence inscrite dans la réglementation, de nombreuses alertes ont été lancées, conduisant le cas échéant à des initiatives spécifiques de natures diverses telles que le Plan national chlordécone (depuis 2009), le Plan de sortie du glyphosate (2019), la Stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens (depuis 2014), la saisine de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) sur les SDHI (fongicides

4. https://www.iucnredlist.org/regions/europe (consulté le 9/01/2023).



inhibiteurs de la succinate déshydrogénase ; 2019), la Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle (2020), ou encore l'interdiction puis la réautorisation dérogatoire des insecticides néonicotinoïdes (2021 et 2022). L'évaluation réglementaire du risque des PPP pour la biodiversité fait ainsi l'objet de critiques antagonistes. D'un côté, elle est dénoncée par certaines parties prenantes comme contraignant trop fortement l'autorisation et l'utilisation des PPP et, d'un autre côté, elle est critiquée par d'autres car insuffisamment protectrice de la santé humaine et de l'environnement.



Face au constat des impacts des PPP sur l'environnement (Aubertot *et al.*, 2005b), le premier plan Écophyto a été instauré en 2008, en lien avec l'adoption par l'Union européenne en 2009 du Paquet pesticides, qui désigne un ensemble de directives et règlements encadrant l'utilisation des PPP. Ce cadre de politiques publiques relatives aux PPP comporte différentes composantes : des objectifs et des plans d'actions quant à la réduction des utilisations de PPP, des règles d'évaluation et de mise sur le marché des produits, et des dispositifs de surveillance de la contamination de l'environnement et des effets non intentionnels qui en résultent.

Depuis 2008, les versions successives du plan Écophyto ont réaffirmé l'objectif de réduction drastique des utilisations de PPP et des risques associés. Cependant, les moyens mobilisés et les actions déployées à cette fin n'ont pas permis d'atteindre les objectifs fixés, comme souligné en 2019 par la Cour des comptes française[5].

En ce qui concerne l'évaluation des produits avant leur mise sur le marché, le Paquet pesticides et le plan Écophyto ont donné lieu à l'élaboration d'indicateurs de risques, incluant le suivi spécifique des ventes de substances considérées comme les plus préoccupantes. Une campagne de réévaluation de ces substances a été engagée, dans la perspective d'en réduire les domaines d'autorisation et d'envisager leur substitution par des substances moins dangereuses. Une activité scientifique importante a été déployée à l'EFSA (European Food Safety Authority, Autorité européenne de sécurité des aliments) au niveau européen, comme à l'Anses au niveau national, pour améliorer le cadrage méthodologique de la démarche d'évaluation des risques. Une révision du cadre plus général de cette évaluation est en outre entrée en vigueur au niveau communautaire en 2021 suite à l'initiative citoyenne de 2017 sur le glyphosate, avec des évolutions sur la transparence (accessibilité des études et des données mobilisées par le pétitionnaire, règles de confidentialité), la possibilité de financer, au besoin, des études complémentaires ou permettant de confronter les éléments fournis par le pétitionnaire, une ouverture de la gouvernance de l'EFSA aux États membres, parlementaires et représentants de la société civile, et la mise en place d'un plan concerté pour la communication sur les risques. Ces

5. Cour des comptes, 2019. Le bilan des plans Écophyto. Référé n° 22109-2659. https://www.ccomptes.fr/system/files/2020-01/20200204-refere-S2019-2659-bilan-plans-ecophyto.pdf (consulté le 9/01/2023).



évolutions ont conduit au non-renouvellement ou au retrait de l'approbation de certaines substances ou usages, tandis que de nouvelles molécules ont été mises sur le marché, notamment dans le domaine du biocontrôle.

En matière de surveillance environnementale, la prise en compte des PPP dans les dispositifs de suivi a été progressivement renforcée dans les différentes matrices et les différents milieux de l'environnement, en lien avec les réglementations dédiées à la protection des milieux et de la biodiversité[6].

Demande d'expertise

C'est dans ce contexte que l'Axe 2 sur la recherche et l'innovation du plan Écophyto II+, s'appuyant sur son Comité scientifique d'orientation « Recherche et innovation » (CSO R&I), a proposé en 2019 la réalisation d'une expertise portant sur « les effets sur la biodiversité et les alternatives aux produits phytopharmaceutiques »[7], en complément de celle de l'Inserm portant sur les effets sur la santé humaine (Inserm, 2021). Sur cette base, les ministères chargés respectivement de l'Environnement, de l'Agriculture et de la Recherche ont commandé deux ESCo conduites parallèlement, une sur l'impact des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques, et une sur l'utilisation de la diversité des couverts végétaux pour réguler les bioagresseurs et protéger les cultures. En ce qui concerne les perspectives de réduction des utilisations de PPP, le programme prioritaire de recherche (PPR) *Cultiver et protéger autrement*[8] a en outre été initié en 2019 ; son pilotage s'appuie en partie sur la prospective *Vers une agriculture européenne sans pesticides*[9], coordonnée par INRAE. Cette expertise fait enfin écho au PPR *Océan & Climat*, coordonné depuis 2021 par l'Ifremer et le CNRS et dont l'un des défis porte sur le développement des connaissances sur la contamination du milieu marin, ses effets sur les organismes qui y vivent et les services écosystémiques associés, afin de proposer des solutions pour un océan propre, sain, sûr et résilient.

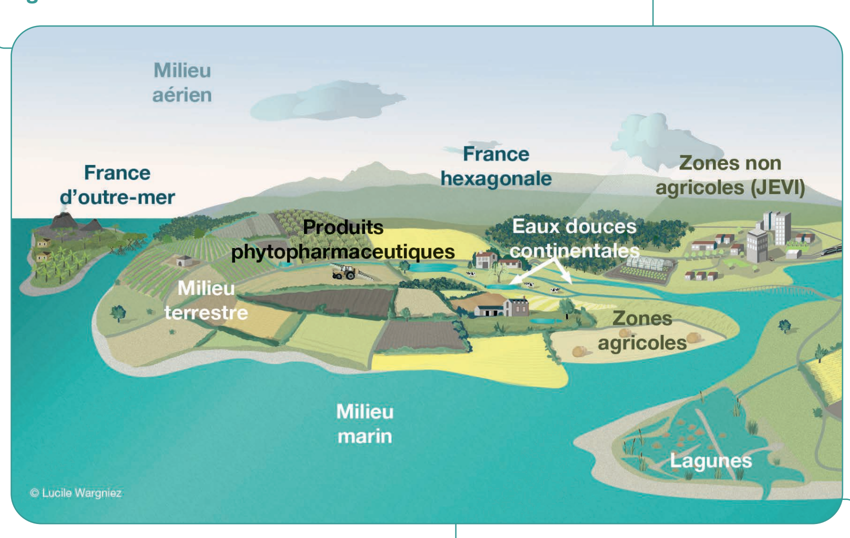
La présente ESCo portant sur les impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques fait également suite à celle restituée en 2005 sur *Pesticides, agriculture et environnement*[10], qui a montré que l'utilisation courante de ces substances conduisait à des dégradations de l'environnement et qu'il était donc nécessaire de la réduire. Par la suite, l'ESCo *Agriculture et biodiversité* de 2008 et l'étude Efese (Évaluation française des

6. DCE (Directive-cadre sur l'eau) ; DHFF (Directive concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages) ; DO (Directive concernant la conservation des oiseaux sauvages), DCSMM (Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin).
7. https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest (consulté le 9/01/2023).
8. https://www6.inrae.fr/cultiver-proteger-autrement/Le-Programme/Presentation (consulté le 9/01/2023).
9. https://www6.inrae.fr/cultiver-proteger-autrement/Les-Outils-de-pilotage/Prospective-2050 (consulté le 9/01/2023).
10. https://www.inrae.fr/actualites/pesticides-agriculture-environnement-reduire-lutilisation-pesticides-limiter-impacts-environnementaux (consulté le 9/01/2023).



écosystèmes et des services écosystémiques) de 2017, en particulier son volet *Évaluer les services rendus par les écosystèmes agricoles pour mieux les gérer*, ont montré la complexité des interrelations entre protection des plantes cultivées et biodiversité. En effet, la biodiversité fournit des ressources indispensables aux cultures, mais inclut également des espèces considérées comme nuisibles pour ces dernières. Inversement, les traitements de protection des plantes ciblés sur certaines espèces produisent des effets sur de nombreuses autres, avec des répercussions sur les fonctions et services écosystémiques, et ce bien au-delà de la zone de traitement du fait des différents modes de transferts des PPP et de leurs effets. Depuis l'ESCo de 2005, les outils de protection des cultures et d'entretien des JEVI ont évolué, notamment avec l'interdiction de certaines substances ou usages, l'introduction de nouvelles familles de molécules et le recours croissant aux traitements de biocontrôle. Les données disponibles sur les utilisations de produits, les risques écotoxicologiques associés et l'état de l'environnement ont également évolué. En particulier, l'importance des répercussions directes et indirectes de l'utilisation des PPP sur le fonctionnement des écosystèmes est de plus en plus mise en évidence. À ce titre, et compte tenu de l'évolution du contexte évoqué plus haut, une approche abordant globalement la biodiversité et les services écosystémiques a été privilégiée, avec une attention portée aux continuités et aux interdépendances entre milieux, du lieu d'application des PPP jusqu'aux milieux marins. La mise en œuvre de l'expertise a donc été confiée conjointement à INRAE et l'Ifremer, compte tenu du fait qu'elle prend en considération l'ensemble du continuum environnemental terre-mer. Le périmètre ainsi couvert est représenté par la figure 2.

Figure 2. Périmètre considéré dans le continuum terre-mer.



JEVI : jardins, espaces végétalisés et infrastructures.

Principes de l'ESCo

L'ESCo a pour objet d'établir un état des lieux et une analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur des sujets aux dimensions multiples. Cette analyse est réalisée par un collège d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Outre une synthèse sur les contaminations et leurs effets, une analyse des méthodes, de leur diversité et de leurs domaines de validité, et de la dynamique d'innovation dans ce domaine, est également établie. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitudes et de controverses, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions de différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte des impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques, dans une perspective d'action publique. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

Le processus de l'ESCo repose sur les *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE*[11]. Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (ex. : financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, s'équilibrent au sein du collectif, et en excluant les cas de conflit d'intérêts. La transparence est assurée par la description dans le rapport d'ESCo des sources mobilisées et de la méthode employée. L'ESCo est conduite en interaction avec un comité consultatif d'acteurs qui rassemble les principales parties prenantes de la question des impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques.

Composition du collectif d'experts

Le collectif d'experts a été recruté à partir d'une première interrogation des bases de données bibliographiques, et de manière à couvrir la diversité des thématiques de l'ESCo. Il a été animé par trois pilotes scientifiques : Laure Mamy et Stéphane Pesce, d'INRAE, et Wilfried Sanchez, de l'Ifremer. Les 46 chercheurs (incluant les pilotes) impliqués dans l'ESCo sont issus de 19 organismes de recherche.

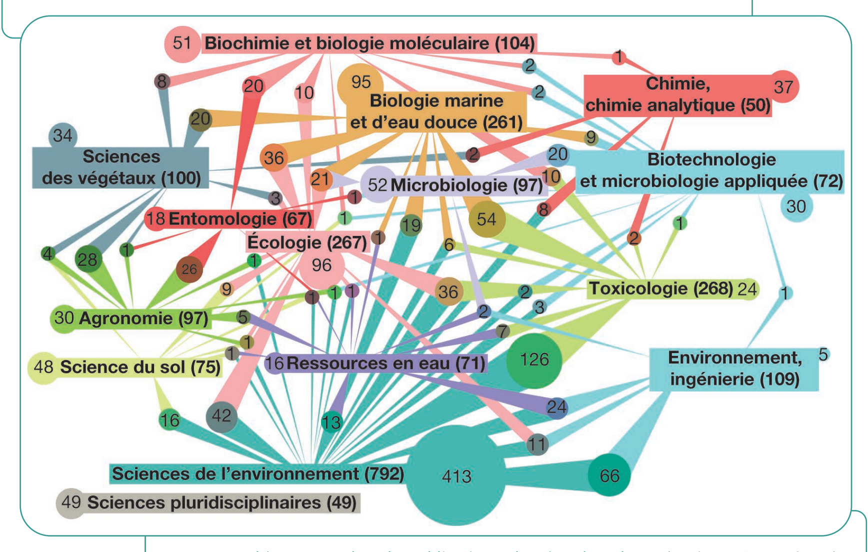
Au démarrage de l'ESCo, ces 46 experts étaient globalement auteurs de 1 875 publications référencées dans la base de données bibliographiques *Web of Science*™ (WoS), dans des domaines de recherche variés, comme le montre la figure 3 établie à partir des catégories suivant lesquelles le WoS classe les revues scientifiques. La majorité des experts a publié dans les domaines des sciences de l'environnement et de l'écotoxicologie. La biologie des organismes, la chimie et l'agronomie sont également représentées. Les publications dans les domaines des sciences humaines et sociales sont moins couramment

11. https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/DEPE_Principes_Conduite_ESCo_Etudes_V2_20211110.pdf (consulté le 9/01/2023).



référencées dans le WoS, elles sont donc sous-représentées dans cette figure. Or ces disciplines sont aussi mobilisées dans l'ESCo avec deux experts économistes, deux expertes en droit, une sociologue et une anthropologue.

Figure 3. Représentation en grappes (clusters) des 15 principales catégories du *Web of Science*™ (WoS) parmi les 1 875 publications des experts au démarrage de l'ESCo.



Entre parenthèses : nombre de publications classées dans la catégorie WoS mentionnée. Disques : nombre de publications classées simultanément dans les deux catégories WoS ainsi reliées. Graphique réalisé avec Intellixir©.

Sources mobilisées

La présente synthèse s'appuie sur les constats établis dans le rapport d'ESCo, où figure l'ensemble de la bibliographie mobilisée. Celle-ci n'est pas citée ici, sauf lorsque les données ou exemples mentionnés sont directement issus d'une publication.

Le corpus bibliographique a été constitué à partir de l'interrogation des bases de données bibliographiques WoS et Scopus et des plateformes Cairn, Springer et Sage dans le domaine des sciences humaines et sociales. Cette première sélection d'articles a ensuite été complétée sur la base des compétences disciplinaires des experts.

La recherche bibliographique a été centrée sur les années 2000-2020, afin de rechercher avant tout une actualisation des connaissances établies depuis l'ESCo de 2005

portant sur *Pesticides, agriculture et environnement*. Le périmètre géographique concernant l'état des lieux de la contamination porte uniquement sur la France hexagonale et d'outre-mer. Concernant les effets sur la biodiversité, les fonctions et services écosystémiques, l'ensemble des connaissances issues de travaux internationaux portant sur des situations (ex. : types de climat, de PPP, d'organismes) transposables au contexte français a été pris en compte. La recherche bibliographique a été complétée au besoin par des articles antérieurs à cette période qui constituent des références fondamentales pour la compréhension des connaissances actuelles, ou lorsque la thématique traitée n'était pas suffisamment couverte par les publications des vingt dernières années. Elle a également été actualisée au cours de l'expertise (année 2021 et début 2022), sur la base de la compétence des experts et de la veille bibliographique assurée sur le WoS par les documentalistes. Des compléments ont été apportés hors du domaine académique, avec notamment la prise en compte de rapports produits par les institutions exploitant des sources de données relatives au suivi des ventes de PPP ou à la surveillance environnementale. En ce qui concerne les JEVI, très peu de travaux académiques portent spécifiquement sur ces espaces et usages. Pour ce volet, ont donc été principalement mobilisées des études non publiées dans des revues scientifiques à comité de lecture, réalisées suivant les cas sous l'égide des gestionnaires de ces espaces, des collectivités territoriales ou des pouvoirs publics.

Le corpus cité comprend au total 4 460 références, dont 14 % de revues de littérature et méta-analyses. Soixante-dix pour cent de ces références ont été publiés au cours des dix dernières années. Cette bibliographie recouvre une grande diversité de domaines de recherche, comme l'indiquent par exemple les 15 premiers domaines de recherche dans lesquels sont classées les 3 343 références du corpus bibliographique de l'ESCo qui sont publiées dans des revues classées par le WoS (figure 4).

Figure 4. Domaines de recherche des 3 343 références classées dans les catégories du *Web of Science*™ (WoS) (15 premières catégories).

1 700 Sciences de l'environnement
357 Entomologie
165 Agriculture, pluridisciplinarité
165 Conservation de la biodiversité
152 Environnement, ingénierie
512 Toxicologie
227 Agronomie
147 Sciences pluridisciplinaires
116 Sciences des végétaux
102 Science du sol
540 Écologie
172 Biologie marine et d'eau douce
126 Biotechnologie et microbiologie appliquée
87 Ressources en eau
72 Microbiologie



Cadre d'analyse

Approche globale de la biodiversité

La biodiversité est considérée ici au sens de la « diversité biologique » selon la définition établie en 1992 dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (CDB ; Nations unies, 1992) comme étant la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ». La biodiversité est également considérée du point de vue de la dynamique des populations et de celle des flux, interactions, processus écologiques et fonctions écosystémiques.

Aborder la biodiversité dans son ensemble pose la question de la délimitation des domaines de connaissance. En effet, les milieux de vie sont constitués de composantes biotiques (organismes) et abiotiques (ex. : minéraux, gaz), organisées à différentes échelles (ex. : individu, population, écosystème), qui interagissent avec des dynamiques temporelles variables, remplissant des fonctions qui résultent de l'activité biologique et permettent qu'elle se perpétue. Les clés d'analyse d'un tel ensemble peuvent être déclinées par milieux, types d'organismes, types d'écosystèmes, types d'interactions, etc., chacune de ces typologies présentant ses intérêts et ses limites, notamment en termes de cloisonnement disciplinaire.

À cette complexité s'ajoute celle des PPP qui peuvent également être caractérisés par une grande diversité d'attributs : famille chimique (ex. : organochlorés), mode d'action (ex. : inhibiteurs de la photosynthèse), organismes ciblés (ex. : insecticides), usage (ex. : production fruitière, céréaliculture), classement toxicologique (cancérogène, mutagène, toxique pour la reproduction, ou CMR, de niveau 1 ou 2), catégorie réglementaire (ex. : substances de base, préoccupantes, à faible risque, candidates à la substitution), statut réglementaire (autorisé ou interdit), etc.

Avec la préoccupation d'aborder la question des impacts sur la biodiversité en s'approchant au mieux des situations telles qu'elles se produisent dans la réalité, c'est l'ensemble de la pression exercée par les applications de PPP et leurs conséquences qui a été considéré comme objet de l'analyse. Les substances n'ont donc pas été ciblées *a priori* de manière spécifique par la recherche bibliographique. Toutefois, pour répondre aux attentes relatives à certaines substances ou thématiques qui ont fait l'objet d'initiatives politiques particulières au cours de la dernière décennie (chlordécone, cuivre, glyphosate, néonicotinoïdes, perturbateurs endocriniens, pollinisation, SDHI), des annexes permettent, dans le rapport d'ESCo, de rassembler l'ensemble des informations dédiées à ces sujets, issues des analyses réalisées par les experts.

Référentiel sur les fonctions et services écosystémiques

Un référentiel commun a été élaboré pour regrouper les processus écologiques potentiellement impactés par les PPP en 12 catégories de fonctions écosystémiques (voir section « Conséquences sur les fonctions écosystémiques »), avec pour objectif initial de

pouvoir les relier aux services écosystémiques dont elles sont le support. Le référentiel retenu concernant les services écosystémiques est la dernière version de la classification CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*)[12]. Ce cadre conceptuel a permis d'établir un vocabulaire commun à l'échelle de l'ESCo, facilitant la synthèse des résultats. Il a également permis de constater la difficulté à relier de manière globale l'ensemble des processus écotoxicologiques mis en évidence avec l'évaluation des services écosystémiques, d'autant que ces deux volets relèvent de champs disciplinaires scientifiques différents. Les dynamiques de réponse des écosystèmes aux pressions exercées par les PPP, qui varient suivant les pas de temps et les échelles spatiales, sont donc difficiles à consolider sous la forme d'impacts mesurés globalement sur l'ensemble des services écosystémiques.

Analyse centrée sur les études en conditions environnementales réalistes

L'existence d'un cadre réglementaire pour la mise sur le marché des PPP donne lieu à la production de connaissances scientifiques sur leur écotoxicité, pour documenter l'évaluation des risques que leur utilisation peut impliquer pour l'environnement. Il s'agit d'un corpus abondant, essentiellement fondé sur des approches expérimentales normalisées, complétées par le recours à des modèles numériques, et qui constitue le socle des décisions prises dans le domaine réglementaire. La portée et les limites d'un tel cadre d'évaluation font elles-mêmes l'objet de publications scientifiques qui étudient les insuffisances de ces approches pour estimer les impacts à l'échelle de la biodiversité et des services écosystémiques.

Pour constituer le corpus analysé dans la présente ESCo, la priorité a été donnée aux études les plus intégratives possible, et les plus réalistes possible d'un point de vue écologique. Les résultats relatifs à des tests monospécifiques n'ont par exemple pas été systématiquement passés en revue, et ne sont mobilisés que dans la mesure où ils apportent des éléments d'explication sur des phénomènes observés ou suspectés en conditions environnementales réalistes.

Découpage thématique et transversalités

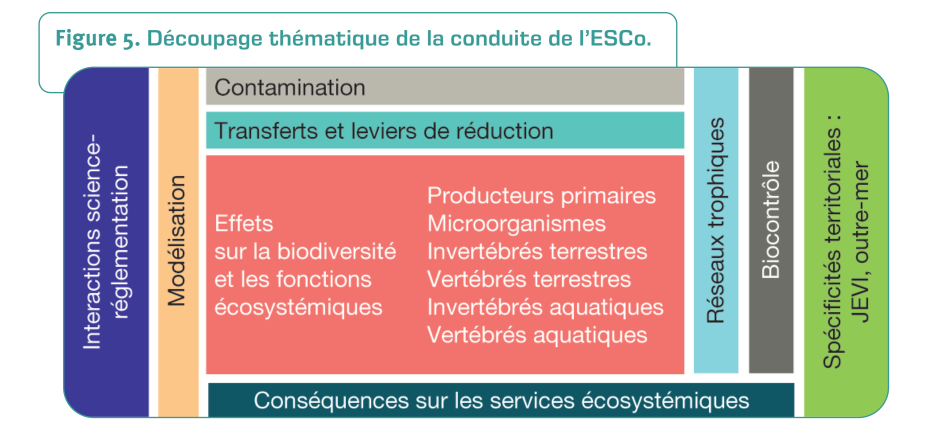
Le découpage thématique présenté dans la figure 5 a reposé en premier lieu sur les compétences des experts pour faciliter la constitution et l'analyse des corpus bibliographiques correspondants.

Dans le domaine de l'écotoxicologie, les connaissances ont été analysées de manière spécifique suivant le type d'organismes (producteurs primaires, c'est-à-dire macroorganismes et microorganismes réalisant la photosynthèse ; microorganismes ne réalisant pas la photosynthèse ; invertébrés ; vertébrés) et suivant le type de milieu, terrestre ou

12. https://cices.eu/



Figure 5. Découpage thématique de la conduite de l'ESCo.



aquatique, lorsque celui-ci est fortement différenciant (pour les invertébrés et les vertébrés). Un axe a été développé sur les dynamiques au sein des réseaux trophiques qui traversent ces découpages par types d'organismes et de milieux, et jouent un rôle non négligeable dans le transfert des substances et la propagation de leurs effets.

Les corpus portant respectivement sur la contamination, les dynamiques de transfert ou de transformation physico-chimique des substances et les outils de modélisation ont été analysés de manière transversale. Les particularités du biocontrôle ont conduit à aborder ce domaine avec une double approche : comme les autres substances s'agissant des substances naturelles, et de manière plus spécifique s'agissant d'organismes vivants ou de travaux adoptant le biocontrôle comme objet d'étude à part entière (études comparatives par exemple).

En ce qui concerne les JEVI, comme décrit précédemment, les connaissances ont été essentiellement rassemblées à partir de sources non académiques, et complétées par les quelques résultats scientifiques attribuables à ce type d'espace.

Les particularités relatives aux territoires d'outre-mer ont été recherchées dans chacun des corpus thématiques préalablement constitués.

Les services écosystémiques faisant l'objet d'un corpus spécifique, celui-ci a été analysé en tant que tel. Un travail de cadrage conceptuel a été conduit afin d'établir une relation entre les résultats issus du corpus sur les services écosystémiques et ceux issus de l'analyse des effets sur les fonctions écosystémiques examinés dans le domaine de l'écotoxicologie.

Enfin, le domaine des connaissances traitées dans cette ESCo présente la particularité d'être en partie produit dans des cadres normalisés par la réglementation (ex. : études basées sur les données issues de suivis imposés par les réglementations sur la surveillance et la protection de la biodiversité), ou à des fins de prise de décision dans des cadres réglementaires (ex. : avis scientifiques de l'EFSA ou de l'Anses). Ces interactions entre processus scientifiques et processus réglementaires de validation sous-tendent en

partie les dynamiques scientifiques observées dans le corpus de l'ESCo. Un groupe pluridisciplinaire, associant des chercheurs en droit, en sociologie, en ethnologie ainsi qu'en écotoxicologie, s'est consacré à la synthèse des travaux scientifiques qui analysent ces interactions entre science et réglementation, en particulier dans le domaine de l'évaluation des risques des PPP.

Traitement des pratiques agricoles

La présente ESCo ne porte pas sur les leviers existants pour limiter les utilisations de PPP. Des thématiques telles que les stratégies prophylactiques pour protéger la santé des cultures sans recourir aux PPP, ou la comparaison des impacts sur la biodiversité de différents types de systèmes agricoles utilisant ou pas des PPP, ne sont pas l'objet du présent état des lieux, afin d'éviter la redondance avec d'autres travaux réalisés parallèlement. De telles analyses ont en effet été conduites de manière complémentaire dans le cadre notamment de l'ESCo sur la régulation naturelle des bioagresseurs, et du programme prioritaire de recherche *Cultiver et protéger autrement*. La constitution du collectif d'experts et celle du corpus n'ont pas été orientées pour couvrir ces thématiques, en particulier dans le domaine de l'agronomie, qui n'est pas central dans l'approche mise en œuvre. Pour autant, certaines modalités d'utilisation des produits influent sur les dynamiques de dispersion des substances et sur l'exposition des organismes non ciblés. Les connaissances disponibles concernant l'influence sur les impacts des PPP de paramètres tels que le matériel d'application, les pratiques qui déterminent l'état du sol, ainsi que les aménagements réalisables à l'échelle de la parcelle comme du paysage, ont donc été intégrées dans le périmètre de l'étude.

1. Préambule sur la fragmentation des connaissances

Malgré l'ampleur du corpus scientifique traitant des impacts des PPP sur la biodiversité, les fonctions et les services écosystémiques, l'examen des connaissances disponibles conduit à un premier constat sur la difficulté de généraliser des résultats à partir de connaissances qui présentent un caractère particulièrement discontinu et hétérogène. Cette fragmentation des connaissances est en partie liée aux objets étudiés, qu'il s'agisse des PPP comme de la biodiversité, qui recouvrent une grande étendue d'entités (ex. : substances, produits de transformation, espèces, habitats), dont une grande partie n'est pas connue ou pas traitée dans la littérature scientifique. Elle est aussi liée à la diversité des conditions environnementales (ex. : pédoclimatiques, hydrologiques) et des pratiques (agricoles ou de gestion du milieu), qui rend d'autant plus difficile la généralisation. Enfin, les cadres de la production scientifique comportent leurs contraintes et limites propres, qui ne sont pas spécifiques au corpus analysé ici, mais qui sont à prendre en compte dans l'analyse critique des résultats.

Caractère parcellaire et hétérogène

Sur les substances

Les substances autorisées ou ayant été autorisées constituent un ensemble bien connu du fait de leur encadrement réglementaire. En 2022, environ 450 substances bénéficiaient d'une approbation au niveau de l'Union européenne (UE)[13], dont moins de 300 étaient valables pour le territoire français. Ces substances entrent dans la composition de plus de 1 500 produits commerciaux dont l'autorisation de mise sur le marché est accordée au niveau national, et dont les ventes font l'objet d'une déclaration obligatoire. Pour autant, des éléments fondamentaux pour caractériser la pression exercée sur les écosystèmes demeurent non disponibles, tels qu'un historique géolocalisé des applications, d'éventuelles utilisations frauduleuses, l'étendue des transferts de substances et de leurs produits de transformation dans l'environnement, qu'il s'agisse de transferts dans un même milieu, entre milieux (ex. : du sol vers les eaux de surface ou souterraines, des eaux continentales vers le milieu marin), ou encore dans ou entre les organismes (ex. : au sein des

13. https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en (consulté le 9/01/2023).

réseaux trophiques). Il existe de grandes différences dans la disponibilité des données entre les milieux et les matrices, en particulier selon qu'ils font l'objet ou non d'une réglementation qui nécessite la mise en place d'une surveillance. Les milieux aquatiques font l'objet de suivis de la qualité chimique et de la qualité écologique des masses d'eau, requis par la Directive-cadre européenne sur l'eau (DCE ; 2000/60/CE) et la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM ; 2008/56/CE), qui ne présentent pas d'équivalents pour les milieux terrestres et l'atmosphère, malgré les améliorations récemment apportées.

Ces éléments sont donc abordés dans le corpus au cas par cas, en fonction d'objectifs de recherche spécifiques. Ainsi, l'état des lieux des connaissances reste très inégal suivant les substances considérées ainsi que les contextes hydro-morphologiques et géographiques dans lesquels elles sont recherchées (voir section « Suivant les contextes »).

Le recul historique est un premier facteur de développement des connaissances, expliquant le fait que les PPP anciens, dont l'usage n'est souvent plus autorisé aujourd'hui, sont mieux documentés que les produits les plus récemment développés, par exemple en ce qui concerne le biocontrôle. Ainsi, une appréciation permet de considérer que les effets des PPP sont documentés de manière inégale suivant le type de substance, avec par ordre décroissant : les composés organiques plutôt hydrophobes et/ou anciens, les inorganiques, les organiques peu hydrophobes et/ou plus récents, les macroorganismes, les microorganismes, les substances naturelles, et enfin les médiateurs chimiques.

Un écart important des connaissances produites est également visible entre le nombre de substances susceptibles d'être retrouvées dans l'environnement (celles commercialisées aujourd'hui et celles qui l'ont été par le passé et présentent un caractère persistant, en tant que telles ou *via* leurs produits de transformation), celles qui sont recherchées, celles dont la présence est effectivement détectée et celles dont les effets ont été étudiés.

Le spectre des substances recherchées dans l'environnement est également très variable suivant la matrice concernée. Les connaissances relatives à la contamination sont plus abondantes dans les eaux continentales, puis les eaux marines (les eaux côtières étant davantage surveillées que les eaux hauturières) ; elles sont moins développées sur la contamination de l'atmosphère et des sols. Il existe également une très forte variabilité des connaissances relatives à la contamination des organismes vivants (biote), quelques taxons, généralement utilisés comme organismes sentinelles, étant très bien étudiés alors que la majorité l'est peu, de manière très fragmentaire, voire pas du tout.

Sur la biodiversité

La biodiversité est un concept qui recouvre une multitude d'objets d'étude : gènes, espèces, écosystèmes et interactions, qui restent, pour une grande part, encore peu connus ou inconnus. Bien qu'il soit toujours délicat d'évaluer les lacunes de connaissance en matière de biodiversité, la proportion d'espèces décrites par rapport à l'ensemble de celles existantes est estimée à environ 20 % au mieux[14]. D'après la Plateforme intergou-

14. https://theconversation.com/biodiversite-combien-de-millions-despeces-61875 (consulté le 9/01/2023).



vernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2019), 86 % des espèces existant sur la planète et 91 % des espèces dans les océans n'ont pas encore fait l'objet d'une description.

Il n'existe pas d'indicateur simple d'évaluation de l'état de la biodiversité. Les directives européennes DCE et DCSMM établissent un suivi de l'état écologique des masses d'eau, mais, comme pour les substances, les connaissances recueillies sont très inégales suivant les milieux et n'abordent la biodiversité que de manière très fragmentaire.

Les espaces les plus proches des sources de contamination sont en outre les plus étudiés dans le cadre couvert par l'ESCo. Les travaux sont ainsi plus développés sur les espaces agricoles que non agricoles, et sur les zones marines littorales que sur les zones hauturières ou profondes. Certains types de contextes agricoles sont plus étudiés, comme les grandes cultures, la viticulture et l'arboriculture, le maraîchage étant moins représenté, et la sylviculture et les surfaces en herbe encore moins. Ce gradient correspond aussi en partie au degré d'intensité du recours aux PPP dans les différents types de culture.

Les effets des PPP sont documentés de manière inégale suivant le type d'organisme, certains groupes ou espèces étant plus souvent étudiés, comme les abeilles domestiques.

Suivant les contextes

Se poser la question des impacts des PPP sur la biodiversité suppose que l'application des PPP est connue et caractérisée, et que des composantes de la biodiversité sont exposées à ces produits, mais aussi que l'état initial et la capacité de résilience de cette biodiversité sont connus. Or la pression exercée par les PPP est un phénomène dynamique qui dépend de la localisation et de la répétition des traitements, avec des PPP identiques ou variés, des transferts de substances dans l'environnement et de leurs transformations. Elle est ainsi caractérisée par une dynamique spatiale et temporelle propre à chaque contexte. De même, la biodiversité constitue un ensemble en perpétuelle évolution sous l'effet d'une multitude de facteurs et de pressions biotiques et abiotiques (figure 6) dont les effets individuels sont difficiles à isoler, d'autant que la plupart interagissent entre eux (ex. : la pollution par les PPP peut contribuer à la dégradation des habitats ; le changement climatique peut favoriser le développement de certaines espèces envahissantes). Les impacts des PPP sont un des facteurs de cette évolution, et induisent des réponses qui entraînent d'autres effets à de multiples échelles de temps et d'espace. À l'échelle mondiale, l'IPBES (2019) a hiérarchisé globalement les différents facteurs du déclin de la nature. Les pollutions, qui incluent celles par les PPP, y apparaissent suivant les milieux comme étant la troisième (en eau douce) ou la quatrième cause (en milieux terrestres et marins) des déclins observés. Cette hiérarchie peut toutefois différer suivant le contexte considéré à plus petite échelle.

Sur l'ensemble des scénarios possibles d'exposition, la démonstration scientifique des impacts des PPP ne peut être établie que pour un nombre réduit de substances,

Figure 6. Illustration des différentes pressions qui peuvent s'exercer sur la biodiversité (source : IPBES, 2019).

d'organismes, de types d'effets observés, dans un éventail également réduit de contextes environnementaux. S'agissant par exemple des dynamiques de transferts trophiques des substances, les travaux documentent certains triptyques [molécule × ressource × organisme consommateur] qui correspondent à une infime partie des possibilités.

Cette forte dépendance au contexte limite les possibilités de généralisation des connaissances produites. C'est donc par combinaison de résultats scientifiques issus d'approches complémentaires qu'un état des lieux peut être abordé.

Complémentarité des approches et des objets d'étude

Qu'il s'agisse de l'analyse de l'état d'imprégnation des milieux, des transferts, de l'exposition, des effets des contaminations et de leurs conséquences sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes et les services qu'ils rendent, aucun dispositif scientifique n'est en mesure de documenter l'ensemble des facteurs, espèces, milieux et dynamiques en jeu. La complexité des interactions entre PPP et biodiversité ne peut être abordée que par la combinaison de différentes approches, adaptées en fonction du contexte et de l'objectif poursuivi, au risque toutefois de contribuer à l'hétérogénéité des dispositifs mis en œuvre et des données générées. En outre, la sélection des objets sur lesquels des recherches ont été publiées résulte de choix dont les déterminants peuvent être situés à l'extérieur de la sphère académique comme dans son sein, et qui doivent être pris en considération pour l'interprétation des résultats. L'ESCo permet toutefois de dégager des éléments de convergence.

Outils et échelles d'investigation : terrain, mésocosme, laboratoire et modélisation

Suivant les objectifs de recherche poursuivis, les travaux peuvent combiner différents types d'approches incluant des observations directes sur le terrain, des expérimentations en mésocosmes ou en microcosmes, basées sur la variation contrôlée de certains facteurs, des études en laboratoire sur des organismes modèles et des démarches de modélisation. Ces démarches sont bien sûr interdépendantes, dès lors que le paramétrage et la validation des modèles s'appuient sur des données d'expérimentation et d'observation, et que le choix des variables mesurées dans le cadre d'expérimentations et d'observations dépend également des résultats obtenus par ailleurs par le biais d'autres études ou de modélisations. Chacun de ces dispositifs de production de connaissance comporte des atouts et des limites. Par exemple, la réduction des facteurs pris en considération dans les études en laboratoire améliore la robustesse de la preuve de la causalité établie, mais altère la capacité de ces dernières à représenter la réalité des situations de terrain.

Le corpus de connaissances existant est ainsi très hétérogène, y compris pour une même substance et un même organisme, suivant par exemple le type d'effet étudié, les conditions d'observation, ou encore le niveau d'organisation biologique considéré.

Quelques démarches d'harmonisation, encore relativement rares, ont été entreprises pour standardiser les conditions de mise en évidence des effets des substances en milieu naturel, afin de pouvoir capitaliser sur les résultats de recherches différentes. En contrepartie, la diversité des objets étudiés et celle des conditions d'observation se trouvent limitées. Il y a donc également une complémentarité à trouver le long du gradient reliant des dispositifs standardisés, qui établissent de manière reproductible la relation entre une exposition caractérisée et un critère d'effet mesuré, et des dispositifs non standardisés, dont les résultats ne sont pas généralisables mais qui sont susceptibles de mettre en évidence des corrélations et d'identifier des questions de recherche précédemment négligées (ex. : milieu peu étudié, voie d'exposition, type d'effet, type d'organisme, méthode de mesure).

Choix des objets d'étude et de publication

Face à l'étendue du domaine d'investigation que constitue la biodiversité, la démarche scientifique sélectionne des objets d'étude sur la base de différents critères : enjeu identifié (ex. : pollinisation, contrôle biologique, espèce emblématique), sensibilité/tolérance particulière aux PPP (ex. : espèce indicatrice, sentinelle), place ou rôle dans l'écosystème (ex. : espèce focale, clé de voûte, ingénieure), facilité d'étude (ex. : facilité d'observation, cycle de vie court, compatibilité avec le laboratoire), impact environnemental et éthique de l'étude (ex. : contaminations délibérées pour tests *in situ*, souffrance animale). Les facteurs qui ont conduit à produire des connaissances scientifiques sur certains objets plutôt que sur d'autres peuvent être recherchés au niveau des enjeux extérieurs au domaine scientifique, comme à celui de la sphère académique elle-même.

Facteurs extérieurs au domaine scientifique

Les enjeux qui sous-tendent le choix des objets étudiés peuvent provenir d'intérêts directs qui font l'objet de l'examen des liens d'intérêt des chercheurs ou des équipes de recherche qui réalisent les travaux. L'orientation de la recherche peut être infléchie par le caractère « emblématique » de certaines substances ou organismes (ex. : glyphosate, abeilles et pollinisation), ou par la perception de leur utilité (ex. : pollinisateurs, prédateurs des ravageurs des cultures). La bibliographie analysée dans le domaine des sciences humaines et sociales montre ce phénomène d'émulation mutuelle entre différentes composantes, telles que : une coalition d'acteurs sensibilisés à des préoccupations relatives à un type de substance ou d'organisme ; une dynamique scientifique qui documente ces préoccupations ; une demande d'expertise ou d'incitation à la recherche par les pouvoirs publics qui peut précéder comme faire suite à cette expertise ; ou encore des décisions réglementaires fondées sur ces connaissances scientifiques. Il en résulte des « effets de mode » dans la production scientifique, certains sujets étant particulièrement investigués à certaines périodes.

Facteurs propres au domaine scientifique

Au sein même du fonctionnement académique, des biais qu'il convient également d'avoir à l'esprit pour aborder l'analyse des articles sont classiquement identifiés. En particulier, le biais dit « de publication » désigne le fait que des résultats ne mettant pas en évidence d'effet (soit parce qu'il n'y en a pas, soit parce que le dispositif de recherche n'a pas permis d'en montrer) sont moins publiés que des résultats qui concluent à l'existence d'un effet. La réticence des chercheurs à valoriser des résultats qui ne rapportent pas d'effet, et celle des revues à les publier, conduit de manière générale à une production scientifique dans le domaine de l'écotoxicologie qui est biaisée dans le sens de la mise en évidence d'effets.

De même, l'effet dit « réverbère » illustre le fait qu'un résultat ne puisse être obtenu que dans la zone éclairée par le dispositif de recherche mis en œuvre. Les outils de la recherche, qu'il s'agisse de concepts, d'approches méthodologiques ou d'instruments de mesure, prédéterminent inévitablement en partie le résultat qui peut être obtenu. Ainsi, des effets des PPP nouvellement mis en évidence ne sont pas nécessairement des effets nouveaux, mais des effets que les dispositifs de recherche précédemment mis en œuvre n'étaient pas en mesure de révéler.

Enfin, tout résultat scientifique est assorti d'un domaine de validité, et borné par des marges d'erreur qui accompagnent les mesures et les calculs. Bien que ces informations tendent à être mieux documentées dans les publications, les incertitudes restent globalement insuffisamment indiquées. Par exemple, les protocoles d'acquisition des données de concentrations en PPP dans l'environnement ainsi que les approches qualité mises en œuvre (ex. : blancs échantillons, traceurs analytiques, développement et validation des méthodes) sont de plus en plus souvent détaillés (du prélèvement au résultat, en passant par l'étape d'analyse) et les données sont généralement disponibles en annexes des publications. Les données sur les incertitudes de mesures (englobant ou pas l'étape d'échantillonnage) restent cependant très fragmentaires.

Identification de faisceaux de convergence

La fragmentation des connaissances et leur hétérogénéité ne permettent pas d'agréger les résultats sous forme d'indices ou de quantifications communes et systématiques. En revanche, la complémentarité des approches et la diversité des objets d'étude permettent de dégager des faisceaux de convergence entre différents résultats. Les travaux basés sur des analyses de corrélation entre tendance de populations et usage de PPP, sans causalité démontrée à de larges échelles, sont mis en relation avec d'autres travaux réalisés en conditions contrôlées, identifiant des liens de causalité. Cette synthèse des résultats, qui mobilise la diversité des compétences et confronte les angles de lecture des experts associés dans le collectif de l'ESCo, conduit à établir l'état des acquis et des principales controverses et lacunes qui sont révélés par le corpus bibliographique.

2. Contamination de l'environnement par les PPP et exposition des organismes

L'état de l'imprégnation de l'environnement par les PPP est difficile à caractériser de manière globale, car cette contamination peut être très variable dans le temps (ex. : pics suivant l'application des traitements ou un épisode météorologique), dans l'espace, et suivant les matrices considérées (sol, air, eau, sédiment, biote). La contamination est en outre caractérisée au moyen de méthodes elles-mêmes en amélioration constante, ce qui ne permet pas toujours d'en retracer les grandes tendances. Les données portent généralement sur les principales substances utilisées en volume, celles attendues dans le milieu ou la matrice considérés selon des hypothèses sur leur devenir, ou encore celles identifiées comme les plus toxiques. Les résultats présentés dans cette partie permettent une première approche de l'état des lieux, sachant qu'ils sous-estiment globalement la présence des composés peu recherchés, parmi lesquels les produits de transformation des substances, et de ceux présents à des quantités inférieures aux capacités de détection des méthodes existantes au moment de l'étude. Pour autant, les connaissances disponibles montrent une contamination avérée de l'ensemble des matrices et des milieux, par une grande diversité de substances, notamment dans les espaces agricoles. Mais cette contamination diffuse également vers d'autres endroits en lien avec les dynamiques de transfert et de transformation des substances après leur application. Ceci conduit à l'exposition des organismes dans les différents milieux (terrestres et aquatiques) suivant une dynamique très dépendante du contexte. Certains leviers peuvent toutefois être identifiés pour limiter cette dispersion et les voies d'exposition qui en résultent. Enfin, la connaissance des dynamiques de contamination et d'exposition des organismes pourrait être améliorée, grâce à des recherches engagées ou à envisager.

Contamination avérée des milieux par une grande diversité de PPP

La contamination de l'environnement par les PPP est caractérisée sur la base de stratégies d'échantillonnage et de techniques analytiques en constante évolution. Cette évolution permet, d'une part, d'augmenter régulièrement le nombre et la diversité des substances

analysées dans les différents milieux et matrices et, d'autre part, d'abaisser leurs limites de détection et de quantification. L'analyse de la littérature scientifique et des données disponibles met en évidence une contamination de l'ensemble des milieux, terrestres, aquatiques continentaux et marins, ainsi que l'atmosphère, en incluant le biote présent dans ces différents milieux, par une grande diversité de substances et de produits de transformation (figure 7). La figure 8 représente la répartition globale de cette contamination dans l'espace schématisé des territoires de l'Hexagone et d'outre-mer. Cette représentation est fondée sur l'appréciation pouvant être faite, à partir du corpus étudié, des gradients de contamination entre types de substances et types de milieux. La contamination est en effet difficile à quantifier globalement de manière plus précise, car elle est encore en grande partie inconnue (voir section « Sur les substances ») et présente une grande variabilité dans l'espace et dans le temps. Cette variabilité est dans un premier temps décrite, puis les principaux résultats sont rassemblés concernant les substances les plus majoritairement retrouvées, et les milieux les plus contaminés, notamment dans les espaces agricoles.

Variabilité spatiale et temporelle de la contamination

La variabilité spatiale des catégories de substances et des concentrations mesurées est essentiellement liée à la proximité géographique du lieu d'application, au type de matrice considéré (ex. : sol, eau de surface, sédiment, air, biote) et aux caractéristiques physico-chimiques des substances, qui les prédisposent à s'associer ou non à certains éléments ou à se dégrader. Les composés organiques persistants (pour la plupart désormais interdits, essentiellement des insecticides, quelques herbicides, et le fongicide hexachlorobenzène, ou HCB) sont retrouvés dans la plupart des matrices et plus spécifiquement dans les sédiments et le biote. Les composés hydrophiles (ex. : de nombreux herbicides) sont majoritairement retrouvés dans l'eau. Toutes les familles de PPP organiques (herbicides, fongicides ou insecticides) sont retrouvées dans l'atmosphère. À l'exception des études consacrées à la contamination de certains territoires ultramarins par la chlordécone (Della Rossa *et al.*, 2017), il n'existe que très peu de références qui visent à caractériser conjointement la contamination par les PPP de différents milieux et/ou de différentes matrices dans un même milieu (ex. : milieu physique *vs* biote ; sédiments *vs* eau de surface ; sol *vs* milieu aquatique le long d'un continuum).

L'évolution temporelle à court terme de la contamination des écosystèmes par les PPP dépend notamment du rythme et de l'intensité des applications, et des conditions pédoclimatiques qui modulent la dégradation, la biodisponibilité et le transfert de ces substances. Son évolution à plus long terme peut résulter de changements marqués en matière d'occupation et de gestion des sols (ex. : mise en place de zones tampons pour réduire les transferts) et d'utilisation des produits. Certains de ces changements peuvent découler de mesures réglementaires, telles que l'interdiction de certaines substances ou la limitation des utilisations de PPP dans certains espaces, suite notamment à la loi Labbé (République française, 2014) concernant les usages non agricoles et mise en œuvre à partir de 2017.

Figure 7. Distribution de la contamination par les PPP dans différentes matrices (incluant le biote) présentes dans l'atmosphère (A), le milieu terrestre (B) et les milieux aquatiques continentaux (C) et marins (D).

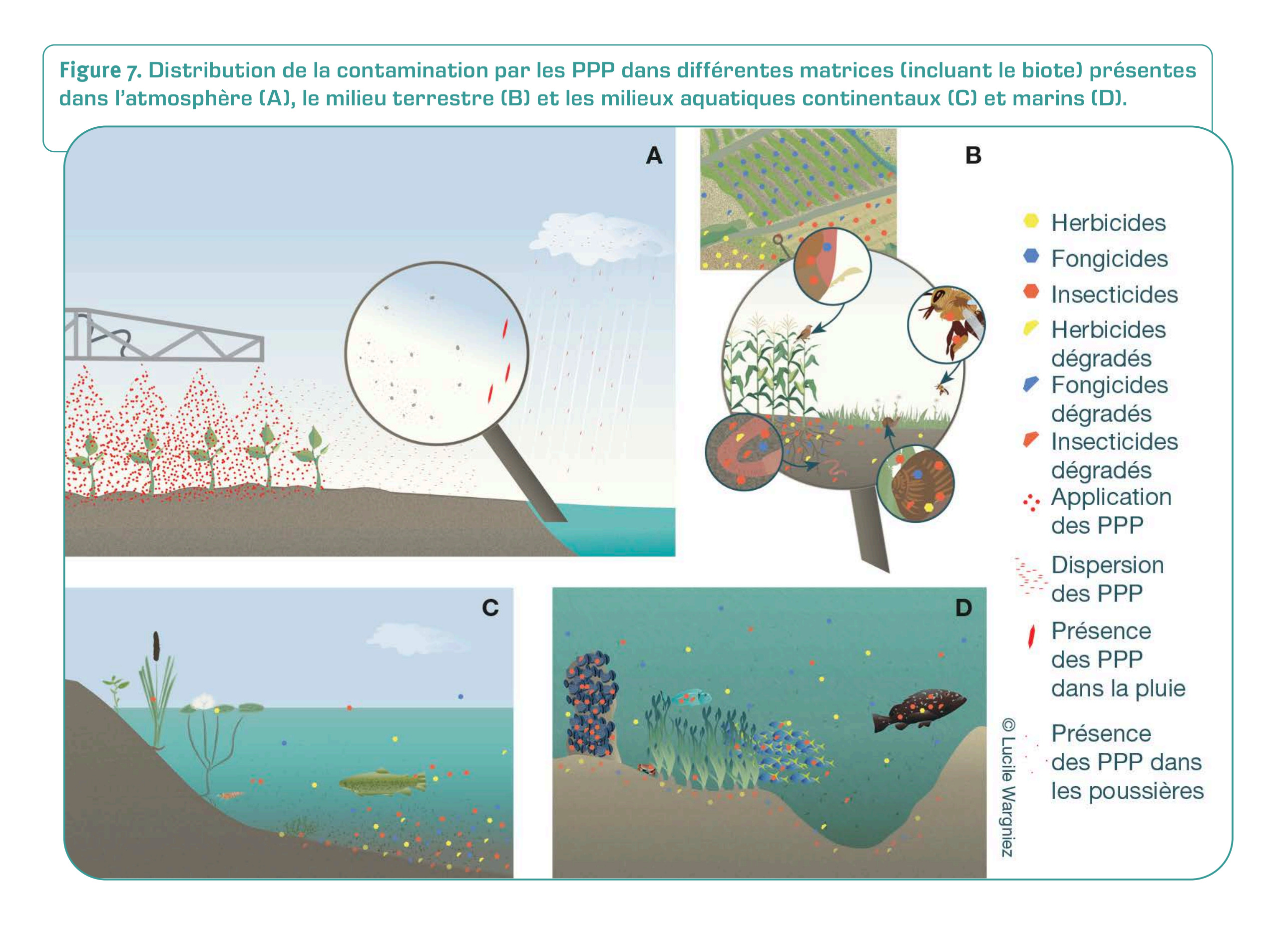
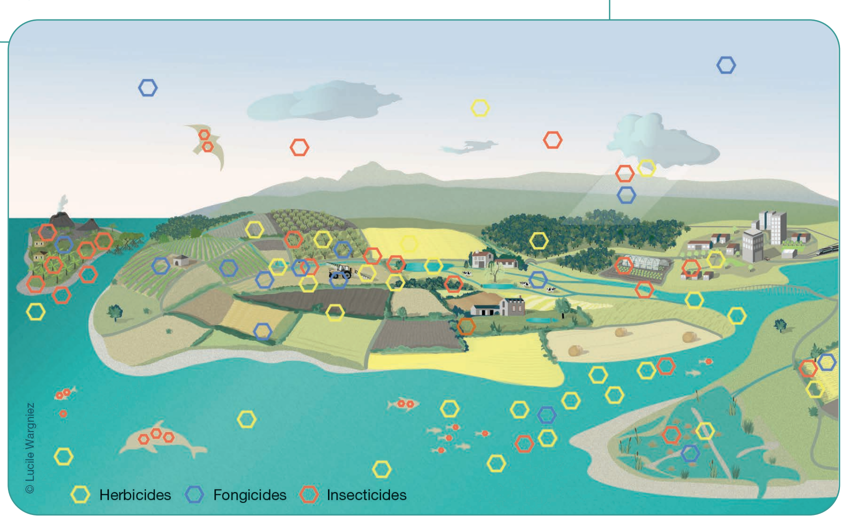


Figure 8. Contamination de l'environnement par les PPP.



La littérature scientifique ne permet généralement pas de renseigner l'évolution temporelle de la contamination au-delà de deux ou trois années, durée rarement dépassée dans la réalisation de travaux académiques. De plus, elle ne considère généralement qu'un nombre limité de substances (Chow *et al.*, 2020). Cependant, grâce aux suivis réglementaires à long terme et aux réseaux de surveillance, il est possible d'affirmer que les niveaux de concentrations en substances désormais interdites décroissent dans les milieux aquatiques et dans l'air après l'arrêt de leur utilisation. Cela entraîne, de manière globale, une diminution des concentrations des PPP dans les milieux aquatiques, sur la base des substances les plus recherchées.

Substances les plus retrouvées

Dans les sols

La présence de PPP est rapportée dans la très grande majorité des sols, particulièrement dans les sols agricoles utilisés en agriculture conventionnelle, qui sont les plus étudiés.

Ainsi, la plupart des études visant à quantifier une large gamme de PPP dans ces sols agricoles font état de la présence d'une grande diversité de substances, majoritairement présentes sous forme de mélanges. Par exemple, dans des sols prélevés dans les Deux-Sèvres dans des parcelles de céréales d'hiver, Pelosi *et al.* (2021) ont détecté en moyenne 11 PPP (soit 35 % des PPP recherchés), 83 % des sols contenant au moins 5 PPP. Dans cette étude, les sols issus de parcelles en agriculture biologique contenaient en moyenne 6 PPP (potentiellement suite à des transferts par voie aérienne ou

par l'eau), ceux issus de prairies entre 1 et 16, et ceux prélevés sous haies entre 1 et 17. Dans une autre étude récente menée à l'échelle de l'Europe (11 pays), Silva *et al.* (2019) ont détecté des mélanges composés de 2 à 10 PPP (sur la base de 76 substances recherchées) dans 55 % des 30 sols prélevés en France, avec des concentrations totales supérieures à 0,5 mg/kg et 1 mg/kg dans respectivement 7 % et 3 % des cas.

Cependant, les quantités et la diversité des PPP dans les sols sont très différentes selon les études, en particulier selon les cultures considérées. Le nombre d'études (et de détections) est plus élevé pour certains composés emblématiques, tels que l'insecticide néonicotinoïde imidaclopride, l'insecticide chlordécone aux Antilles ou encore le fongicide cuivre. Lors d'une large étude sur 74 sols en France hexagonale, Bonmatin *et al.* (2005) ont par exemple détecté l'imidaclopride à une concentration supérieure à 0,1 µg/kg dans 91 % des sols (hors sols en culture biologique, dans lesquels aucune trace n'était détectable). La chlordécone, largement utilisée jusqu'en 1993 pour lutter contre le charançon du bananier, est également omniprésente dans les sols de la Martinique et de la Guadeloupe situés dans ou à proximité des bananeraies, avec des niveaux de contamination parfois supérieurs à 1 mg/kg (Desprats, 2020). De même, d'autres PPP interdits depuis de nombreuses années sont toujours présents dans les sols de l'Hexagone (ex. : dichlorodiphényltrichloroéthane, ou DDT, lindane, atrazine). Le cuivre fait également l'objet de nombreuses études, et ses niveaux de concentration dans les sols ont été cartographiés dans le cadre du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS). Sa concentration atteint couramment plusieurs centaines de mg/kg dans les sols de vignobles, où cette substance est omniprésente.

L'analyse du corpus n'a pas permis de renseigner l'état de la contamination des différents milieux par des produits de biocontrôle. Cette question est en effet quasiment ignorée dans la littérature scientifique internationale, à l'exception de très rares études, pour la plupart non réalisées en France (Espinasse *et al.*, 2003), concernant le devenir dans le sol des protéines issues de *Bacillus thuringiensis* (Bt). Ces études indiquent que les toxines Bt pourraient rester actives biologiquement même après adsorption sur le sol, en particulier sur les argiles, où elles sont fortement retenues et moins rapidement dégradées que leur forme libre (Liu *et al.*, 2021). L'origine des toxines n'est cependant pas distinguée selon qu'elles sont issues d'un usage PPP ou d'un usage en lutte antivectorielle. Il en va de même pour les substances de biocontrôle qui peuvent être naturellement présentes dans l'environnement (ex. : acides gras, hydrogénocarbonate de potassium, silicate d'aluminium, soufre). Toutefois, quelques publications ont montré que certaines substances peuvent être persistantes dans l'environnement (abamectine, huile de paraffine, spinosad, phosphonates).

Dans les milieux aquatiques continentaux et marins

Les substances identifiées comme prioritaires par la DCE sont plus fréquemment recherchées. Elles sont régulièrement détectées dans les différentes matrices composant ces milieux, et ce constat concerne plusieurs substances dont l'usage est pourtant interdit

en France depuis de nombreuses années, confirmant leur rémanence dans l'environnement. C'est le cas par exemple de certains herbicides de la famille des triazines ou des phénylurées (atrazine, simazine, terbutryne, diuron, isoproturon).

L'herbicide glyphosate et son produit de transformation, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), ne sont pas considérés comme des substances prioritaires au sens réglementaire, mais ils font néanmoins l'objet d'une grande quantité d'analyses dans les milieux aquatiques continentaux, dans lesquels ils sont détectés de manière très fréquente. La méta-analyse réalisée par Carles *et al.* (2019) à partir de plus de 72 000 données issues de programmes de surveillance réalisés entre 2013 et 2017 a ainsi montré que le glyphosate (limite de quantification, LQ = 0,03 µg/l) et l'AMPA (LQ = 0,02 µg/l) ont été quantifiés respectivement dans 43 % et 63 % des échantillons d'eau de surface, avec des concentrations moyennes en France comprises entre la LQ et < 0,4 µg/l pour le glyphosate et entre 0,2 µg/l et > 1 µg/l pour l'AMPA. Carles *et al.* (2019) ont démontré que, dans les eaux de surface françaises, l'AMPA est plus fréquemment quantifié que le glyphosate. À l'inverse, dans le milieu marin, le glyphosate et l'AMPA restent relativement peu recherchés jusqu'à présent et ne sont détectés que de manière très ponctuelle, en général dans les zones de transitions (ex. : estuaires, aval des cours d'eau), mais à des concentrations parfois élevées (qui peuvent dépasser 1 µg/l) comparativement aux autres herbicides recherchés dans ces milieux. Il est cependant important de noter que l'AMPA est aussi un produit de transformation des aminométhylène-phosphonates, utilisés notamment dans les lessives. Sa présence dans les milieux aquatiques n'est donc pas exclusivement liée à l'usage du glyphosate.

Le cuivre fait l'objet d'une attention particulière dans les milieux aquatiques continentaux et marins, où les concentrations relevées font régulièrement état d'une contamination par ce métal dans les eaux de surface, les sédiments et le biote. Dans les milieux aquatiques continentaux, les concentrations en cuivre sont de l'ordre de quelques µg/l à quelques dizaines de µg/l dans les eaux de surface, et de l'ordre de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de mg/kg dans les sédiments. L'érosion des sols, en particulier viticoles, apparaît comme une source importante de cuivre dans ces milieux, même si celui-ci peut également avoir une origine naturelle ou liée à des usages en tant que biocide. Dans le milieu marin, le cuivre est également détecté dans toutes les matrices (c'est-à-dire dans l'eau de surface, le sédiment et le biote), mais l'usage biocide dans les peintures antisalissures est un facteur de confusion qui rend difficile la détermination de l'origine de cette pollution. Le recours à l'analyse isotopique offre des perspectives intéressantes dans ce domaine.

Aux Antilles, l'étude de la présence de la chlordécone dans les milieux aquatiques révèle une contamination rémanente de toutes les matrices (eaux de surface, sédiments et biote) dans les rivières et le milieu marin, avec un gradient décroissant depuis la côte vers le large, ainsi qu'une bioaccumulation dans la faune marine.

Si l'on excepte le tébuconazole (et d'autres fongicides de la famille des triazoles) et le cuivre, les herbicides (incluant certaines substances actives interdites depuis de

nombreuses années) et leurs produits de transformation sont les substances le plus souvent détectées et quantifiées à fortes concentrations dans les eaux de surface des milieux aquatiques continentaux et marins, avec des concentrations souvent comprises entre quelques ng/l et quelques centaines de ng/l (certains pics de contamination pouvant atteindre quelques µg/l). Les concentrations sont cependant plus faibles en milieu marin. Ainsi, 75 % des teneurs quantifiées en PPP dissous dans les eaux côtières sont inférieures à 50 ng/l mais, en se rapprochant des côtes et donc des sources de ces substances, c'est autant le nombre de substances quantifiées simultanément que leurs concentrations qui augmentent.

À l'inverse, les PPP organochlorés qui appartiennent à la famille des POP (polluants organiques persistants), désormais interdits, sont très peu retrouvés dans les eaux. Mais leurs propriétés physico-chimiques et leur rémanence font qu'ils se concentrent préférentiellement dans les sédiments et le biote, dans lesquels ils sont parfois quantifiés à plusieurs mg/kg, voire plusieurs dizaines de mg/kg. Ces substances sont donc particulièrement suivies pour caractériser la contamination des sédiments et du biote aquatique, principalement en milieu marin, ces deux matrices restant peu étudiées dans les milieux aquatiques continentaux. De ce fait, environ 90 % des PPP organiques détectés dans le biote marin en France hexagonale sont des POP organochlorés (essentiellement des insecticides et le fongicide HCB). Ce type de contamination concerne également les organismes de l'océan profond, ce qui traduit l'ubiquité de la contamination par les PPP, comme mis en évidence par Munschy *et al.* (2019), qui rapportent la contamination des organismes marins pélagiques profonds par les insecticides DDT, hexachlorocyclohexane, ou HCH, cyclodiènes chlorés et par le fongicide HCB.

Dans l'atmosphère

La présence de PPP organiques dans l'atmosphère (mesurée à l'aide d'échantillonneurs des phases gaz et aérosols dans l'air ou de bioindicateurs comme les aiguilles de pin ou les lichens) est avérée dans les espaces ruraux comme dans les espaces urbains, et ce quelle que soit la catégorie d'usage (herbicides, fongicides ou insecticides), la répartition de ces catégories d'usage étant dépendante du contexte agricole environnant. Cependant, les niveaux de concentrations sont variables en fonction des composés, des quantités utilisées et de la distance à la source (de quelques pg/m^3 à plusieurs ng/m^3, voire µg/m^3 de manière plus ponctuelle, majoritairement pour le folpel et plus rarement le chlorothalonil, dans un nombre limité de sites situés à proximité des parcelles traitées). La diversité des substances ainsi que la gamme de concentrations sont notamment illustrées par la Campagne nationale exploratoire des pesticides (CNEP, 2018-2019), qui concernait le suivi de 75 substances. Ses résultats ont révélé que 56 et 19 substances ont été respectivement quantifiées en France hexagonale et dans les territoires ultramarins, reflétant une moindre diversité des substances utilisées dans ces derniers (Anses, 2020). En matière de concentration maximale, 20 substances présentaient des valeurs comprises entre 1 et 10 ng/m^3 et 5 des valeurs comprises entre 10 et 100 ng/m^3. Quelques

concentrations fortes, supérieures à la centaine de ng/m³, ont été observées ponctuellement à l'échelle locale (cas du folpel, du pyriméthanil et du prosulfocarbe). En matière de valeurs médianes, seules 5 substances (glyphosate, lindane, S-métolachlore, pendiméthaline et triallate) en France hexagonale et 2 substances dans les territoires ultramarins (S-métolachlore et lindane) ont présenté une valeur non nulle, indiquant que, pour toutes les autres substances, plus de la moitié des résultats était inférieure à la limite de détection. Il est à noter que 8 POP ont été recherchés pendant la CNEP, incluant le lindane dont la fréquence de quantification est supérieure à 70 %. À ce jour, aucune trace de chlordécone n'a été rapportée dans l'air aux Antilles. En ce qui concerne le biocontrôle, l'abamectine a été identifiée par l'Anses, suite à cette campagne, comme substance à rechercher prioritairement dans l'air (Anses, 2020).

Dans les différents milieux

En complément aux constats spécifiques à chacun des milieux décrits ci-dessus, il apparaît que sur la base des PPP recherchés dans l'environnement, les PPP organiques actuellement les plus détectés (autant en fréquence de détection qu'en concentrations maximales) parmi ceux dont l'usage est autorisé sont principalement le fongicide tébuconazole de la famille des triazoles (dans tous les milieux), l'herbicide organochloré S-métolachlore (principalement dans les milieux aquatiques et l'atmosphère) et l'herbicide organofluoré diflufénicanil.

Espaces les plus contaminés

Il y a un grand déséquilibre entre la quantité d'études concernant les espaces agricoles et celles qui concernent les espaces non agricoles. S'il n'est pas toujours possible de quantifier la part relative des sources de contamination (en particulier lorsqu'on s'éloigne de celles-ci), l'agriculture reste la principale activité utilisatrice de PPP, et les espaces agricoles sont les plus contaminés par ces substances. Les usages de PPP dans d'autres espaces (JEVI) peuvent être localement en cause (mais la plus grande part des études à ce sujet a été réalisée avant la mise en œuvre de la loi Labbé), ainsi que d'autres usages des mêmes substances, notamment comme biocides (ex. : lutte antivectorielle, traitements antisalissures, lutte contre les espèces envahissantes), qui sont hors du périmètre de cette ESCo. Enfin, les rejets d'effluents traités (eaux usées) provenant de sources domestiques ou industrielles peuvent également constituer une source importante de pollution des milieux aquatiques.

Les PPP commercialisés en France sont très majoritairement destinés à la protection des cultures. La Banque nationale des ventes par les distributeurs agréés (BNVD) indique que la part des quantités vendues de substances actives destinées à l'entretien des JEVI est passée dans l'ensemble des ventes de 6 % en 2009 à 2 % en 2020, en incluant les produits de biocontrôle. Cette proportion est légèrement sous-estimée du fait que les produits à usage mixte agricole et non agricole sont comptabilisés dans les usages agricoles. Pour autant, le recours aux PPP a été fortement restreint par la loi Labbé adoptée

en 2014 et les dispositions qui ont suivi (voir section « Niveau d'exigence et complexité de la réglementation sur les PPP »). Les terres agricoles restent les principales zones d'application des PPP, avec une surface occupée par les terres arables (surface agricole sans les surfaces toujours en herbe) de 20 Mha, tandis que les JEVI occupent globalement 3 à 4 Mha[15].

Concernant les PPP organiques, il est généralement difficile d'établir des liens spécifiques entre un type de culture et un type ou une famille de substances. À notre connaissance, aucune méthode n'est actuellement disponible pour distinguer la source et le type d'usage (phytopharmaceutique ou biocide) dans les matrices qui ne sont pas directement traitées par ces substances. Dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, une contamination par les PPP est observée dans les espaces ruraux comme dans les espaces urbains, avec parfois un nombre supérieur de composés dans ces derniers, mais à des concentrations généralement plus faibles que dans les espaces ruraux. L'influence des usages agricoles sur la contamination atmosphérique est mise en évidence à travers une saisonnalité assez prononcée des niveaux de contamination pour les PPP actuellement autorisés, qui vont dépendre des périodes et des types de traitement, alors que le niveau de contamination par les POP, interdits depuis de nombreuses années, est relativement constant sur l'année. Le lien entre l'application des PPP et la contamination de l'air par certaines de ces substances est également appuyé par le fait que leurs concentrations dans ce compartiment ont tendance à diminuer lorsqu'on s'éloigne des zones de traitement (Coscollà et Yusà, 2016).

Concernant le cuivre, l'analyse de la littérature fait apparaître clairement que la viticulture est une des principales sources de contamination en raison de son usage phytopharmaceutique. Cependant, la viticulture et les autres pratiques agricoles qui impliquent l'utilisation de cuivre (ex. : oléiculture, arboriculture fruitière) ne sont pas les seules sources de contamination des milieux par cet élément trace métallique, puisqu'il faut tenir compte également des autres origines possibles (ex. : biocides, amendement à base de lisier de porc) mais aussi des apports naturels endogènes. L'utilisation de méthodes d'isotopie a montré son potentiel pour distinguer l'origine de la contamination par le cuivre en milieu marin.

Contamination du biote et exposition des organismes

Malgré des connaissances assez fragmentaires (en particulier concernant les substances actuellement autorisées, qui restent peu étudiées), la littérature fait état d'une contamination généralisée du biote, depuis les assemblages microbiens jusqu'aux grands prédateurs, par une large diversité de PPP. Cela confirme l'exposition des organismes dans les différents milieux.

15. Source : Écophyto note de suivi 2018-2019 : https://agriculture.gouv.fr/telecharger/106541?token=1f20b7a16e99b1eff3309f39fe68e55147a9ac11b6bb9b46f64b38aa2a6ee652 (consulté le 9/01/2023).

Excepté pour le DDT et les autres PPP organochlorés, peu de travaux ont concerné la contamination des invertébrés terrestres. L'utilisation de ce type d'organismes dans des démarches de surveillance de la contamination par les PPP est donc pour l'instant limitée à quelques études qui portent par exemple sur les vers de terre, les escargots ou encore les abeilles, et qui démontrent que ces organismes peuvent être contaminés par des PPP actuellement utilisés. À l'inverse, il existe chez les vertébrés terrestres de nombreuses preuves de contamination par voie trophique, *via* la consommation de produits traités (ex. : omnivores et herbivores/granivores, dont des micromammifères et des oiseaux) ou la consommation de proies contaminées par des PPP (ex. : prédateurs et charognards au sein de la faune sauvage). Dans les milieux aquatiques, les principales connaissances sur la contamination du biote par les PPP sont issues d'études menées dans le milieu marin. Cependant, les données disponibles concernent majoritairement des substances aujourd'hui interdites. Par exemple, divers mollusques bivalves (ex. : moules, huîtres) ont été largement utilisés depuis près de cinquante ans pour évaluer l'évolution de la contamination de différents écosystèmes marins côtiers par les insecticides organochlorés, ce qui a permis de mettre en évidence une forte décroissance de leurs concentrations au fil des décennies, même si ces substances sont toujours retrouvées. Par ailleurs, la chlordécone a été analysée dans plus d'une centaine d'espèces marines différentes couvrant tous les niveaux trophiques des écosystèmes de mangroves, d'herbiers et de récifs coralliens, depuis les producteurs primaires jusqu'aux mammifères marins. Cela a permis de révéler l'existence d'un transfert de cette substance dans les réseaux trophiques marins par bioaccumulation et, parfois, bioamplification (Dromard *et al.*, 2022).

Les transferts par voie trophique sont principalement décrits pour des substances désormais interdites, incluant des POP et leurs produits de transformation (ex. : lindane, heptachlore, endosulfan) ainsi que quelques PPP plus récemment utilisés (fipronil et diuron) dans différents milieux. Pour les PPP actuellement utilisés, des travaux de laboratoire ont permis de mettre en évidence, pour un nombre très limité de substances, certains cas de bioaccumulation dans les organismes, et/ou leurs items alimentaires et/ou de bioamplification dans le réseau trophique. Outre un déficit de travaux à ce sujet, le faible nombre d'études rapportant ces phénomènes d'accumulation et/ou de bioamplifaction des substances les plus récentes peut s'expliquer par le fait que les substances actuellement autorisées sont moins hydrophobes que les substances plus anciennes désormais interdites.

Dynamiques de transfert et devenir des substances

Lors du traitement des cultures par les PPP, une partie des quantités appliquées n'atteint pas sa cible et se disperse dans l'environnement. Le bilan de masse, c'est-à-dire la distribution de ces quantités entre la végétation, l'air, le sol et l'eau, reste incertain et difficile à établir compte tenu de son caractère dynamique. De même, bien que les outils de mesure et de modélisation se soient perfectionnés, prévoir le devenir d'une substance

dans l'environnement reste très difficile compte tenu des mécanismes multifactoriels qui entrent en jeu, parfois antagonistes et hétérogènes suivant les contextes. Cette dynamique met en évidence le rôle clé de la connectivité entre les milieux. Si, de manière générale, les contaminations tendent à diminuer avec l'éloignement du lieu d'application, certaines zones ont toutefois la capacité de retenir ou de concentrer les substances.

Des mécanismes multifactoriels

Parmi les principales voies de transfert des PPP dans l'environnement, on distingue généralement les transferts horizontaux (dérive, ruissellement, drainage) des transferts verticaux (lessivage et lixiviation, volatilisation). Des transferts peuvent également avoir lieu, dans une moindre mesure, *via* des végétaux (par absorption racinaire ou par contact) ou des animaux (par bioaccumulation et bioamplification le long des chaînes trophiques). Les voies de transfert majoritaires sont sensiblement différentes entre le moment de l'application, avec une part prépondérante de la dérive, et les périodes qui suivent, durant lesquelles les processus de transfert hydriques (ruissellement, lessivage, lixiviation, drainage) peuvent devenir dominants lors de l'occurrence d'épisodes de pluie ou d'irrigation. Leur importance relative dépend fortement des conditions agro-pédoclimatiques.

En post-application, la proportion de PPP transférée du sol vers les différents compartiments de l'environnement par rapport à la quantité appliquée reste encore assez mal connue. Toutefois, quelques ordres de grandeur sont disponibles : les exportations hors de la parcelle traitée sont autour de 1 %, même si elles peuvent s'élever jusqu'à 15 % par ruissellement en situation extrême (forte pluie juste après le traitement sur un sol peu perméable), voire même jusqu'à 60 % par volatilisation.

Cette répartition est toutefois très variable car dépendante de nombreux facteurs physiques, physico-chimiques et biologiques ainsi que des pratiques agricoles, qui jouent à la fois sur les transferts et leurs limitations. Les plus déterminants de ces facteurs sont :
- les propriétés physico-chimiques des substances actives, co-formulants et adjuvants composant les produits ou utilisés en association ;
- la stratégie et le matériel utilisé lors de l'application, en lien avec la formulation du produit : modalités de pulvérisation, enfouissement, etc. ;
- la culture traitée et sa structure tridimensionnelle ;
- les conditions météorologiques lors de l'application et après celle-ci ;
- l'état du sol : structure, teneur en matière organique, teneur en eau, couverture végétale, activité microbienne ;
- les caractéristiques pédoclimatiques de la zone traitée et son agencement paysager.

Des milieux interconnectés

Les transferts de PPP dans et entre les différentes matrices physiques de l'environnement contribuent au décalage spatio-temporel entre l'application des substances et l'exposition des organismes.

La dérive des PPP au moment du traitement peut atteindre plusieurs dizaines, voire centaines de mètres, comme illustré pour le glyphosate par Bernasconi *et al.* (2021). Le transport de molécules depuis la parcelle traitée et leur dispersion dans l'atmosphère peuvent ainsi engendrer une contamination des parcelles agricoles voisines et des milieux non traités. En complément des dépôts secs de PPP présents dans l'air sous forme gazeuse ou particulaire, les transferts atmosphériques de ces substances peuvent avoir lieu par dépôts humides, dans le cas de précipitations d'eaux de pluie contaminées. Les transferts *via* l'atmosphère peuvent parfois s'établir à large échelle géographique (régionale, voire continentale) lorsque les PPP présentent un fort degré de persistance dans ce milieu.

Le transfert des PPP, incluant les molécules mères et leurs éventuels produits de transformation, s'établit le long des continuums géographiques, allant des écosystèmes terrestres aux écosystèmes aquatiques continentaux puis marins, selon différentes modalités (ex. : ruissellement, érosion, entraînement par le courant). Il est ainsi démontré que les cultures intensives mises en œuvre sur les bassins versants contribuent à la contamination du milieu marin côtier, avec un phénomène de dilution qui tend à réduire les concentrations retrouvées d'amont en aval.

Les transferts de PPP à travers le biote peuvent également concerner des molécules mères ou leurs produits de transformation. Les mesures de résidus réalisées dans les organismes mettent en évidence une accumulation d'un grand nombre de composés, majoritairement sous forme de mélanges. Cette accumulation peut être source de transfert trophique des PPP, lequel a notamment été mis en évidence chez les vertébrés terrestres et aquatiques avec des phénomènes de bioaccumulation, voire de bioamplification, notamment pour des molécules aujourd'hui interdites mais persistantes. Ces phénomènes ne concernent toutefois pas uniquement ces molécules interdites, comme illustré par exemple pour les pyréthrinoïdes (Rasmussen *et al.*, 2013 ; Pristed *et al.*, 2016).

Quelques travaux ont démontré que des transferts trophiques trans-écosystèmes peuvent avoir lieu, par exemple depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre, du fait notamment de l'accumulation de PPP dans des organismes durant leur stade de vie aquatique, suivie de leur consommation par des prédateurs terrestres après qu'ils sont sortis de l'eau (cas de nombreuses espèces d'insectes à larves aquatiques et adultes aériens). Toutefois, ce phénomène mis en évidence pour les POP et les PPP anciens reste peu décrit.

De manière générale, les modalités d'exposition des organismes aux nouveaux PPP hydrophiles restent à ce jour peu renseignées, notamment pour ce qui concerne le devenir des substances lors de leur passage dans l'organisme.

L'accumulation le long des chaînes trophiques aquatiques conduit également au transfert des contaminations marines côtières vers des prédateurs qui évoluent pourtant dans des milieux peu contaminés, mais sont exposés par la consommation de proies contaminées.

Influence du contexte sur la dynamique d'exposition

L'exposition des organismes constitue la première étape des processus susceptibles de générer des effets biologiques, et elle conditionne fortement la dynamique de ces effets. C'est donc un paramètre fondamental, mais difficile à cerner dans les conditions environnementales réelles, car il fait intervenir l'historique de la mise en contact d'un organisme (ou d'un ensemble d'organismes) qui a sa propre dynamique (ex. : stades de vie, déplacements, exposition à d'autres stress) avec une substance ou un ensemble de substances dont le comportement est également dynamique (lié notamment aux divers processus de transfert et de transformation). L'exposition des organismes résulte de leur mise en présence avec une substance ou un ensemble de substances sous une forme biodisponible, c'est-à-dire susceptible d'être absorbée et d'atteindre, sous une forme active, une cible biologique.

En conditions réelles, l'exposition est fortement dépendante du contexte, et peut être variable d'un site à un autre, d'un moment à un autre, d'un organisme à un autre. Les principaux facteurs identifiés comme intervenant dans cette variabilité sont liés à la dynamique des substances et à celle de l'environnement, et à la concomitance de la présence des organismes et des substances.

Facteurs d'exposition et de biodisponibilité des PPP

Les propriétés conférées par les caractéristiques physico-chimiques de chaque molécule (ex. : coefficient de partage octanol/eau, ou Kow, coefficient de partage octanol/air, ou Koa) déterminent la persistance, la mobilité et la disponibilité environnementale des PPP dans les milieux et vont donc influer sur l'exposition des organismes à ces molécules. Outre ces caractéristiques de la matière active, sa formulation dans le produit utilisé (matière active seule *vs* formulation liquide et enrobage ou traitement de semences) et les adjuvants éventuellement associés influent sur la persistance, la mobilité et la disponibilité. La comparaison du devenir et/ou de l'effet de matières actives en formulations différentes peut ainsi conduire à des conclusions apparemment contradictoires.

Ces propriétés sont conjuguées à celles des matrices environnementales rencontrées au fil des transferts, dans lesquelles les paramètres couramment relevés comme les plus déterminants de la biodisponibilité des substances sont la teneur en eau (pour les sols et les sédiments), en matières organiques et en argiles. D'autres facteurs comme la température, le pH ou l'exposition à des rayonnements ultraviolets vont également influer sur la biodisponibilté et/ou la transformation des PPP étudiés au travers de processus de dégradation abiotique, mais aussi de phénomènes d'adsorption/désorption.

Par exemple, il a été montré que la toxicité du cuivre en milieu aquatique varie selon les quantités de matières organiques dissoutes présentes, ou encore selon la capacité de complexation des eaux ou le pH. Dans ce milieu, la température peut également moduler l'exposition des organismes au cuivre, comme illustré par Lambert *et al.* (2016) qui ont

mis en évidence une réduction de son accumulation dans des biofilms microbiens périphytiques suite à une hausse de la température de l'eau.

De manière plus générale, l'adsorption des PPP sur les particules organiques, phénomène dépendant des propriétés intrinsèques de chaque molécule et des caractéristiques de la matrice (ex. : sol, sédiment aquatique, particule en suspension), va augmenter leur persistance. Ce phénomène est par exemple observé dans l'atmosphère, où des PPP adsorbés sur des aérosols peuvent avoir une persistance plus longue. Dans le cas d'un relargage progressif, il peut résulter de ce phénomène une exposition chronique des organismes.

La plupart des PPP organiques actuellement utilisés tendent à être moins persistants que les molécules anciennes, désormais interdites. Cependant, certaines des substances autorisées peuvent persister plusieurs mois dans les sols dans lesquels elles sont appliquées. Par exemple, il a été montré en situation expérimentale qu'il existe un risque de contamination élevé du sol par le piclorame et d'autres PPP de la famille des sulfonylurées, pendant plus de quatre mois après le traitement (Passos *et al.*, 2018). De plus, la répétition des applications peut favoriser l'accumulation et une persistance de fait (on parle alors généralement de pseudo-persistance) des PPP dans les sols. Pour autant, pour certains PPP et dans certaines conditions, la répétition des traitements peut favoriser le développement des capacités microbiennes de dégradation, en raison de l'exposition régulière des microorganismes du sol, et donc stimuler l'apparition de phénomènes de biodégradation contribuant à réduire la persistance de ces substances.

La transformation des PPP est aussi un paramètre important à prendre en compte dans les dynamiques d'exposition. Elle réduit la concentration de la substance mère, mais y ajoute les produits issus de sa transformation et augmente ainsi la diversité des substances composant l'exposome chimique. Par exemple, le principal produit de transformation du DDT, le dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE), très persistant, est désormais détecté plus fréquemment et à plus fortes concentrations que sa molécule mère.

Concomitance de la présence des organismes et des substances

L'exposition implique la mise en présence simultanée d'une substance et d'un organisme. Elle est conditionnée par la conjonction entre la temporalité des traitements et des processus de transfert, et celle de l'écologie des espèces, incluant leurs rythmes de génération et leurs cycles de vie.

Ainsi, la diversité des types écologiques (habitat, phénologie) et de traits biologiques tels que les modes alimentaires, respiratoires ou reproductifs, peut conduire à des niveaux d'exposition aux PPP très différents entre espèces au sein d'un même écosystème. Par exemple, des espèces à durée de vie plus longue auront tendance à connaître une exposition plus discontinue et répétée, y compris pendant les périodes de reproduction, tandis que des espèces à durée de vie plus courte auront tendance à être exposées de manière plus continue sur l'ensemble de leur cycle de vie, y compris pour plusieurs générations (ex. : microorganismes et zooplancton).



Par ailleurs, pour une substance donnée, l'exposition d'un organisme à celle-ci peut varier suivant la saison, voire même le moment de la journée en lien avec : le type d'usage du PPP (notamment la saisonnalité des traitements) ; la variabilité des processus de transferts dominants ; la variabilité des stades de vie et du comportement des organismes. L'ensemble de ces paramètres est en effet conditionné par différents facteurs environnementaux tels que la température, la lumière ou l'hygrométrie. Par exemple, la présence de certains pollinisateurs dans une parcelle en fleurs, et donc l'exposition au PPP qui peut en découler, est fortement déterminée par la saison, le moment de la journée et la température. De même, dans le milieu marin chez les baleines franches, l'accumulation des PPP, en l'occurrence des POP, et leurs effets sont modulés par la variabilité des proies pendant les cycles de migration, ou encore la mobilisation des lipides pendant des périodes de faible alimentation (Weisbrod *et al.*, 2000).

Enfin, dans les espaces agricoles, le type de culture joue à la fois sur la présence de certains organismes (qui sont préférentiellement présents dans des vergers, dans des cultures céréalières, etc.) et sur celle de certaines substances dont l'usage est adapté au type de culture.

Leviers pour limiter la contamination et l'exposition

Différents leviers d'action permettant de limiter et de gérer la contamination du milieu par les PPP ont déjà été identifiés au cours de la précédente ESCo (Aubertot *et al.*, 2005b). Ces leviers consistent principalement à limiter l'usage et la dispersion des PPP au moment de leur application, et à réduire les transferts après l'application, aux échelles parcellaires et extra-parcellaires (paysage). Les travaux portant sur les zones tampons, qui font partie des aménagements à l'échelle extra-parcellaire, sont plus récents que ceux à l'échelle parcellaire. La gestion des effluents (ex. : fonds de cuve) représente également un levier d'action pour limiter les pollutions ponctuelles par les PPP.

La bibliographie analysant l'efficacité de ces leviers porte majoritairement sur l'amélioration du paramétrage des pratiques et des dispositifs mis en œuvre à ces différentes échelles, et sur la gestion de leur complémentarité. Certains travaux portent en outre sur des stratégies de remédiation, consistant soit à stimuler les processus naturels de dégradation des substances, soit à instaurer un traitement artificiel des pollutions. Qu'il s'agisse d'une stratégie de limitation des transferts ou de remédiation, le constat est partagé qu'aucun levier ne permet d'empêcher intégralement la dispersion des composés entre les compartiments de l'environnement et *de facto* l'exposition des organismes non ciblés qui s'y trouvent.

Limitation des pertes vers l'environnement

Les principaux leviers pour limiter les transferts jouent sur la rétention des substances (dans les biomasses végétales, les sols ou les sédiments) et leur dégradation. Or ces deux



processus peuvent avoir des répercussions indirectes. S'agissant de la rétention, elle n'est en général que transitoire, et peut conduire à un report dans le temps du transfert et/ou de la biodisponibilité des substances et de l'exposition des organismes. La dégradation permet de réduire la concentration de la substance présente, mais peut augmenter celle de produits de transformation. Enfin, les processus de rétention et de dégradation peuvent présenter un certain antagonisme. En effet, le piégeage des substances peut conduire à les soustraire à l'activité métabolique des microorganismes, illustrant ainsi la nécessaire recherche d'un compromis.

Les voies de transfert des PPP étant multiples, la limitation de l'une peut parfois en favoriser une autre. Par exemple, certains dispositifs limitant les transferts horizontaux par ruissellement peuvent favoriser les transferts verticaux par infiltration et l'entraînement des substances vers les eaux souterraines. Le positionnement spatial des aménagements nécessite ainsi une réflexion intégrant l'ensemble des paramètres (figure 9).

Un autre antagonisme existe entre la limitation de l'exposition des organismes et l'efficacité des modalités d'application, c'est-à-dire entre la protection des organismes non ciblés et l'exposition recherchée des organismes ciblés. En effet, certains leviers protégeant la biodiversité tendent à limiter l'efficacité du traitement. Il a été observé par exemple que la présence d'un *mulch* pouvait limiter la mise en contact des herbicides avec le sol, incitant à une augmentation des doses pour obtenir le résultat escompté. Par ailleurs, certains adjuvants utilisés pour améliorer la mise en contact du produit avec sa cible, et donc réduire les doses appliquées, peuvent en même temps accroître la prédisposition de la substance à être transférée dans l'environnement.

La limitation des pertes vers l'environnement est à raisonner de manière cohérente aux différentes échelles et porte sur la gestion de l'application des PPP et de la vidange des cuves, sur la gestion de la parcelle ainsi que sur l'aménagement du paysage environnant (figure 9).

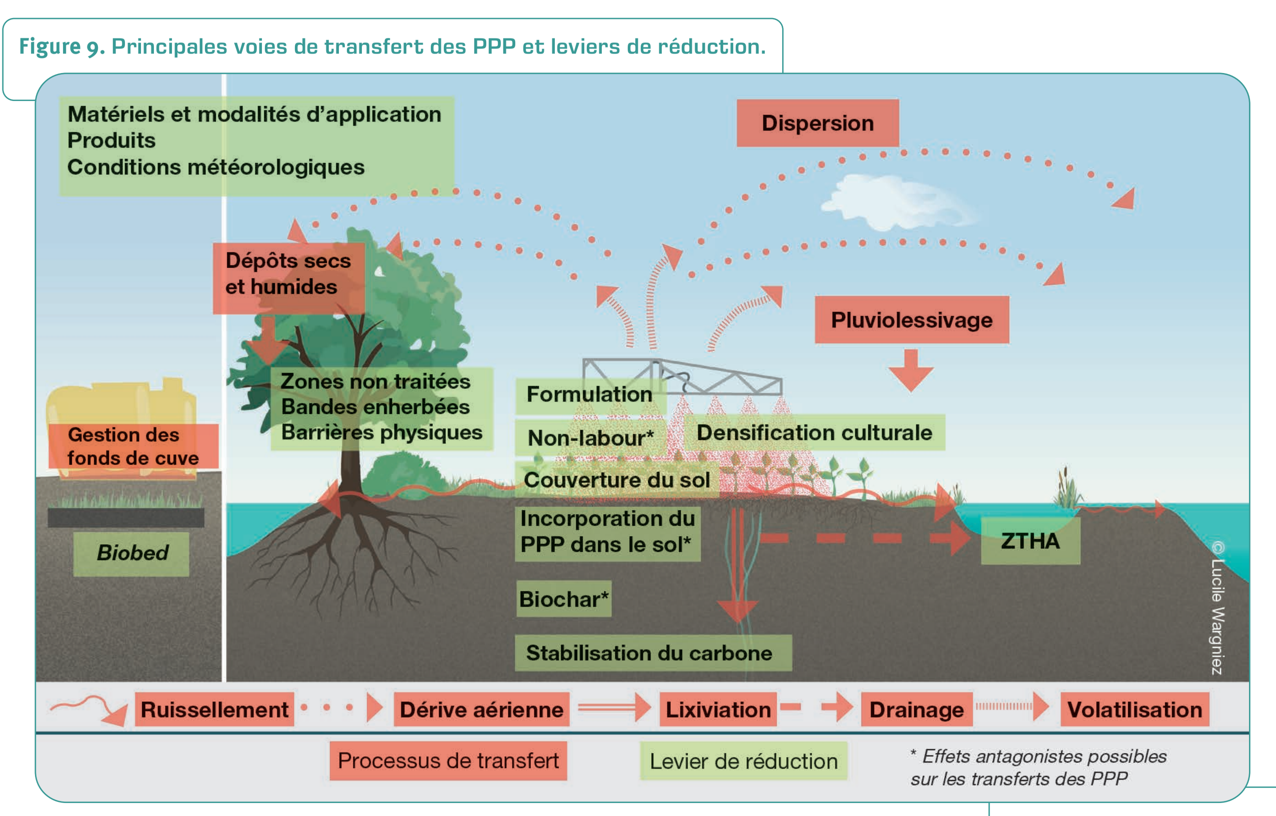
Lors de l'application

Les principales sources de transfert identifiées lors de l'application sont la dérive et la volatilisation, la dose pouvant alors conditionner l'intensité des transferts.

Réduire les quantités appliquées constitue le premier levier permettant de diminuer l'exposition du milieu aux PPP. Les stratégies envisageables pour engager un tel changement de paradigme ont notamment fait l'objet de travaux conduits parallèlement à la présente ESCo (notamment l'ESCo sur la régulation naturelle des bioagresseurs et le programme prioritaire de recherche *Protéger et cultiver autrement* mentionnés en introduction).

Le choix du produit utilisé (composition, formulation) va avoir des conséquences sur la dérive et la volatilisation. Les formulations contiennent différents adjuvants et co-formulants en différentes concentrations. Ceux-ci ont pour objectif de réduire la dérive, mais ils ont aussi des fonctions mouillantes, d'étalement, d'adhésion, de rétention et de résistance au lessivage, notamment sur les feuilles de végétaux qui ont des propriétés

Figure 9. Principales voies de transfert des PPP et leviers de réduction.



ZTHA : zone tampon humide artificielle.

hydrophobes. Toutefois, l'ajout d'un adjuvant reste moins efficace que l'emploi d'une buse antidérive. D'autre part, un adjuvant qui va modifier le comportement de la matière active, par exemple en favorisant la pénétration du PPP dans la plante, devrait réduire la volatilisation, mais peu d'études ont été conduites sur ce sujet. Enfin, ces modifications du comportement de la matière active peuvent aussi avoir des conséquences sur sa biodisponibilité et donc sur l'exposition des organismes non ciblés.

Parmi les formulations les plus récentes, les nanopesticides couvrent une grande variété de produits qui combinent plusieurs tensioactifs, polymères et nanoparticules d'une taille de l'ordre du nanomètre. Ces nanoformulations améliorent la solubilité apparente des substances actives peu solubles, ainsi que leur libération progressive et/ou leur protection contre une dégradation prématurée. Elles permettent ainsi de réduire la charge de PPP, mais elles peuvent aussi créer des problèmes liés à un transport plus efficace et à une persistance plus importante dans les sols, les eaux et les organismes. De plus, il n'existe à ce jour que peu de recherches portant sur l'évaluation globale du devenir des coques de nanoformulations dans le sol et dans l'environnement après la libération des substances actives, ainsi que sur leur redistribution dans les plantes après leur absorption, et aucune étude sur l'exposition de l'environnement.

Le remplacement d'une pulvérisation par des procédés alternatifs comme le traitement de semences supprime le risque de dérive de pulvérisation, mais il est susceptible de générer des transferts aériens de PPP sous forme de particules. Si les déflecteurs rendus obligatoires sur les semoirs pneumatiques depuis l'arrêté du 13 avril 2010 semblent s'avérer efficaces dans la réduction des concentrations dans l'air, les dépôts et les émissions des poussières les plus grossières en aval de la parcelle traitée ou les émissions elles-mêmes, leur efficacité est moindre pour les particules fines (micrométriques) et ils génèrent un nuage de poussières de sol. La limitation de la dispersion des PPP au moment du semis peut aussi reposer sur l'amélioration du traitement de la semence en lui-même (adhésion et dose appliquée). Cependant, comme cela sera présenté ultérieurement, l'usage de semences traitées peut être à l'origine de l'intoxication d'animaux granivores.

Le choix du moment d'application a des conséquences sur les transferts et l'exposition, qui dépendent des conditions météorologiques et des traits de comportement, de la phénologie ou du stade de vie des organismes non ciblés présents dans l'agroécosystème, en lien avec les paramètres du milieu. Les conditions météorologiques (vent, précipitations, hygrométrie et température, humidité du sol) sont déterminantes pour le risque de transfert des PPP, notamment par ruissellement, dérive ou volatilisation. Elles ont aussi une influence directe sur les dépôts de PPP et donc sur leur efficacité biologique. Les conditions à privilégier correspondent à des vents faibles (les pulvérisations sont interdites en France à partir d'une vitesse de vent de 3 sur l'échelle de Beaufort, soit 19 km/h à 10 m de hauteur), une température modérée et une hygrométrie moyenne pour limiter l'évaporation des gouttes, un sol ni trop sec pour permettre la répartition du produit entre la solution du sol et la matrice solide, ni trop humide pour éviter le ruissellement (l'application de PPP est interdite en France lorsque l'intensité des pluies est supérieure à 8 mm/h).

Enfin, l'occurrence de précipitations après l'application jouant un rôle crucial dans le risque de transfert, un levier important consiste à éviter les traitements avant une pluie.

Toutefois, respecter ces conditions n'est pas toujours possible pour les agriculteurs, et cela peut parfois s'avérer antagoniste de l'objectif poursuivi de protection des cultures, notamment dans le cas du traitement des maladies fongiques dont la pluie peut faciliter la propagation depuis le sol.

Le choix du matériel d'application constitue un levier couramment identifié de limitation des pertes par dérive. Les facteurs à moduler correspondent notamment à la taille des gouttes de pulvérisation, à la gestion de l'assistance d'air (*co-flow*), au confinement des sprays, à la porosité de la végétation, etc. Le nombre moyen d'applications, le matériel d'application utilisé et l'architecture de la végétation sont aussi des facteurs discriminants. De nombreux travaux sont poursuivis sur le développement d'innovations dans cette optique (ex. : buses antidérive, appareils à flux d'air, panneaux récupérateurs ou de confinement), dont l'efficacité reste dépendante des conditions d'utilisation.

Lors de la vidange des cuves

Une mauvaise gestion des effluents de PPP (fonds de cuve) peut contribuer à des risques importants de transfert de ces substances, *via* des phénomènes de pollution ponctuelle pourtant facilement maîtrisables. Afin de prévenir ces risques, l'arrêté du 4 mai 2017 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques prévoit une liste des procédés de traitement des effluents phytopharmaceutiques reconnus comme efficaces, établie et publiée par le ministère de la Transition écologique[16]. La littérature scientifique est plus particulièrement développée en ce qui concerne la possibilité offerte par les *biobeds* de réduire significativement les contaminations provenant du lavage du matériel de traitement et de gérer les fonds de cuve. Il s'agit d'une fosse remplie d'un substrat capable de retenir les PPP contenus dans le liquide de rinçage de cuve que l'on y a versé et de décomposer ces substances grâce au pouvoir de dégradation enzymatique des microorganismes présents dans ce substrat, et particulièrement celui des champignons. Ainsi, les *biobeds* mobilisent des mécanismes complexes qui combinent une stimulation de l'activité métabolique et des processus de sorption. Deux paramètres sont importants à considérer pour le bon fonctionnement de ces *biobeds* : la composition du substrat (*biomix*), qui doit être pré-composté et validé localement en fonction des matériaux utilisés et des PPP à dégrader, et la gestion de l'humidité du *biomix*, qui doit favoriser l'activité microbienne. Le temps de maturation du *biobed* s'échelonne entre un et huit mois, avec une efficacité contrastée selon les molécules. Le *biomix* est ensuite réappliqué sur les parcelles, sans que des études aient cherché à caractériser de manière approfondie la nature de ses impacts sur la biodiversité et les fonctions des (micro)organismes du sol. D'autre part, des pertes de PPP par volatilisation lors de cette réapplication peuvent avoir lieu.

16. https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0030426/met_20180009_0000_0022.pdf;jsessionid=6E916A22B2D12A59C43CBBE6EDE294DB (consulté le 9/01/2023).

Au niveau de la gestion de la parcelle

Certaines pratiques agricoles influent sur des caractéristiques de la parcelle qui sont déterminantes en matière de transferts, comme la couverture du sol, sa structure ou encore sa teneur en matière organique. Ces paramètres jouent principalement sur le devenir des PPP (adsorption, dégradation, stockage), les exportations à partir du sol par ruissellement (érosif ou non) et par infiltration dans le profil (lixiviation), ainsi que celles par volatilisation de post-application ou par érosion éolienne vers l'atmosphère. La gestion du compartiment sol, qui constitue un des premiers filtres pour réduire les transferts de PPP, est ainsi un levier de contrôle primordial.

La couverture du sol (ex. : présence d'un couvert végétal cultivé, *mulch* d'origine naturelle ou non, enherbement) interfère directement dans le transfert des PPP : elle permet leur interception par le feuillage, retardant ainsi leur arrivée au sol. Toutefois, le piégeage des PPP dans les tissus végétaux (cultures et/ou adventices) constitue un frein à leur dégradation par les microorganismes, ce qui augmente leur persistance. D'autre part, au moment de la sénescence des plantes cultivées (ou des adventices), les PPP piégés peuvent être à nouveau libérés dans le milieu s'ils n'ont pas été dégradés. La couverture du sol permet également de limiter le ruissellement de surface, même si la capacité des *mulchs* à limiter la lixiviation des PPP est controversée : le maintien d'une humidité du sol élevée peut contribuer à l'entraînement vertical des PPP. La présence d'un *mulch* est également susceptible de favoriser la volatilisation des PPP en augmentant la surface d'échanges avec l'atmosphère, en modifiant les conditions de température et d'humidité et en modifiant la disponibilité du produit (adsorption ou non sur le *mulch*, dégradation). Cependant, les effets du *mulch* sur les pertes cumulées par volatilisation ne sont pas encore très bien connus. Enfin, le couvert peut jouer un rôle plus indirect sur la structure du sol et l'activité des microorganismes, favorisant la dégradation des substances.

À l'inverse, lorsqu'il s'agit d'un couvert non perméable (paillage plastique ou revêtement dans les zones urbaines et les infrastructures), le transfert par ruissellement est aggravé.

Les apports de biochars, développés depuis quelques années notamment pour stocker du carbone dans les sols et lutter contre le changement climatique, jouent également sur les processus d'adsorption des PPP. Les biochars sont des substances carbonées, obtenues par pyrolyse de biomasse dans une atmosphère limitée en oxygène, qui présentent la particularité d'être récalcitrantes à la dégradation et peuvent avoir une capacité de sorption deux à trois fois supérieure à celle du sol. Les travaux de Blanco-Canqui (2019) et de Khorram *et al.* (2016) montrent qu'en favorisant le piégeage des PPP dans les biochars, ceux-ci sont moins susceptibles d'être lixiviés, et qu'en améliorant les propriétés physiques du sol en surface (porosité, rétention en eau), les biochars réduisent fortement les phénomènes d'érosion et donc le transfert de PPP par ruissellement érosif. Les biochars pourraient aussi être appliqués pour séquestrer les résidus de PPP dans les sols contaminés et pour réduire l'absorption par les plantes. Cependant, les études ont révélé des effets variables des biochars sur la sorption des PPP en fonction de la matière première et de la taille des particules des biochars, du temps écoulé après l'application,

du taux d'application et du procédé de pyrolyse employé. D'autre part, un des inconvénients cités par Yavari *et al.* (2015) est la diminution de l'efficacité des PPP appliqués sur un sol amendé par des biochars vis-à-vis des cibles (adventices, champignons). Enfin, des études au champ restent à conduire pour étudier les effets des biochars sur le transfert des PPP en conditions réelles.

Le travail du sol entraîne, plus ou moins temporairement, la modification des propriétés des sols, affectant ainsi le devenir des PPP appliqués, et favorise notamment les transferts par ruissellement. Limiter le travail du sol contribue à l'augmentation de la teneur en matière organique en surface, à l'augmentation de l'activité microbienne et à la stabilisation du pH et de l'humidité ; ces conditions peuvent faciliter l'interception, la rétention et la dégradation des PPP. Ce type de pratiques permet de limiter l'érosion et donc l'entraînement des PPP par le ruissellement de surface. Cependant, l'absence de travail du sol peut, en revanche, provoquer la formation de voies de transferts préférentiels (macroporosité) qui favorisent la lixiviation des PPP. D'autre part, le travail du sol permet l'incorporation des PPP dans le sol, limitant ainsi leur volatilisation. En conclusion, travailler ou non le sol conduit à des risques de transferts des PPP même si les voies de transfert sont différentes.

La circulation des engins agricoles dans les parcelles peut entraîner un compactage des sols qui favorise l'érosion, le ruissellement et le transfert des PPP adsorbés sur les particules de sol. Il s'agit alors de réduire les interventions mécanisées et de raisonner le choix des engins, ainsi que d'organiser des voies de passage permanentes, aussi appelées *controlled traffic farming* (CTF), pour lesquelles des outils de téléguidage embarqués dans les tracteurs sont proposés. La décompaction (*loosening*) ou l'application précoce de PPP en traitement localisé en bande, associées à un trafic contrôlé de la mécanisation, permettent également de limiter les risques de transfert des PPP par ruissellement.

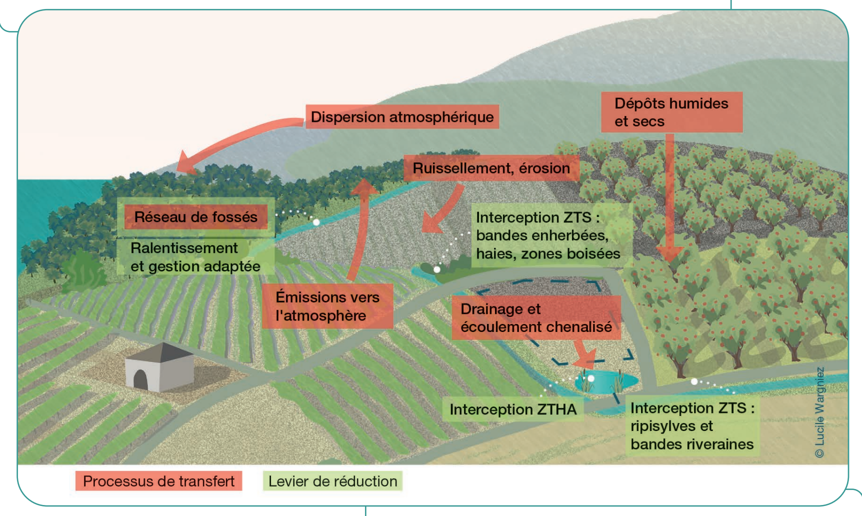
La gestion de l'eau, qu'il s'agisse d'irrigation ou de drainage, a des conséquences importantes sur les transferts. Des pratiques d'irrigation inadaptées, ou réalisées durant une période à risque, favorisent le ruissellement et la lixiviation des substances. Il s'avère ainsi nécessaire de limiter les pratiques d'irrigation, notamment sur paillage lorsqu'elles visent à favoriser l'action (pénétration dans le sol) des herbicides utilisés en traitement de pré-émergence des adventices. Le drainage agricole est une technique qui permet d'évacuer les excédents d'eau hivernaux des sols hydromorphes. Il est admis que les pertes de PPP par les systèmes de drainage, quoique non négligeables, sont en moyenne inférieures aux pertes dues au ruissellement et à l'érosion, mais supérieures aux pertes dues à la lixiviation vers les aquifères. Ainsi, la plupart des mesures visant à atténuer les pertes par lixiviation (travail du sol notamment) réduiront également les pertes par drainage, de même que les mesures recommandées pour atténuer les pertes par ruissellement et par érosion. Toutefois, le principal levier d'action pour éviter les pertes de PPP par drainage consiste à restreindre la période d'application à la période pendant laquelle le drainage n'est pas actif, et à tenir compte de la teneur en eau du sol : plus le sol est sec, moins les transferts verticaux sont importants. L'indice d'humidité des sols (*Soil Wetness Index*, ou

SWI, produit par Météo-France) pourrait être utilisé pour programmer les applications de PPP en fonction du remplissage hydrique des profils de sols drainés.

À l'échelle du paysage

En complément des actions de limitation des transferts de PPP au sein des parcelles agricoles, certains aménagements ou éléments paysagers naturels peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation des transferts de PPP et l'exposition des organismes non ciblés (figure 10).

Figure 10. Transfert des PPP à l'échelle du bassin versant et leviers de réduction.



ZTS : zone tampon sèche ; ZTHA : zone tampon humide artificielle.

Les zones tampons (ZT) se divisent en zones tampons sèches (ZTS), comme les bandes enherbées, les haies ou les bosquets, et en zones tampons humides (ZTH), qu'elles soient naturelles comme les marais, les mangroves et les lagunes, ou artificielles (ZTHA construites afin de reproduire les conditions et les processus naturels des zones humides). Des fossés ou des talwegs correctement aménagés peuvent également jouer un rôle intermédiaire entre ces deux types de ZT.

Les ZT ont un rôle d'interface entre les sites d'application des PPP et les milieux environnants (cours d'eau, habitations). Elles constituent en outre un réservoir de biodiversité et des zones refuges pour les organismes, avec un rôle majeur sur les processus de récupération entre applications successives. Dans certains cas toutefois, des accumulations de PPP et de produits de transformation ont été mises en évidence au pied de haies et

dans des systèmes lentiques (eaux stagnantes), engendrant un risque non négligeable pour la biodiversité présente dans ces milieux.

Les ZTS peuvent atténuer les flux et les concentrations de PPP dans le ruissellement, en favorisant notamment l'infiltration, mais aussi la sédimentation, l'adsorption et la dilution. La végétation joue un rôle important non seulement dans sa capacité à infiltrer l'eau de ruissellement interceptée sous l'effet du ralentissement des écoulements de surface, mais également dans son pouvoir d'adsorption des PPP à la surface de la ZTS ou dans la zone racinaire. Ces horizons présentent en effet une teneur en matière organique importante qui favorise la rétention des PPP et réduit leur lixiviation. Des mesures ont toutefois montré une apparition rapide de produits de transformation dans les horizons superficiels des ZTS, corrélée à la formation de résidus liés susceptibles d'être libérés à plus ou moins long terme.

Les paramètres de dimensionnement et de positionnement doivent être raisonnés en fonction des volumes de ruissellement entrant, de la capacité d'infiltration de la ZTS, du temps de résidence de l'eau et de la capacité d'adsorption de la ZTS. L'outil BUVARD (Catalogne *et al.*, 2018) pourrait par exemple être mobilisé pour aider à identifier la largeur de bande enherbée requise pour l'efficacité d'abattement du ruissellement souhaitée. Ainsi, le paramètre de largeur de bande enherbée, bien qu'il soit important, n'est pas suffisant pour s'assurer d'une bonne atténuation des transferts.

La localisation des bandes enherbées au sein du bassin versant est tout aussi déterminante de leur efficacité. Celles-ci devraient être installées suffisamment en amont de versant pour limiter les surfaces contributives au ruissellement et le risque de concentration des écoulements. Inversement, la position en bas de versant est sujette à dysfonctionnement, car le risque de concentration des écoulements en rigoles y est plus fort. De plus, la proximité avec le cours d'eau augmente le risque d'hydromorphie, limitant l'infiltration et augmentant le risque de contamination de la nappe phréatique peu profonde. Par ailleurs, il est essentiel de minimiser les courts-circuits et d'éviter la compaction ou la saturation du sol au sein de la ZTS, qui en limitent fortement l'efficacité. La localisation doit donc faire l'objet d'un diagnostic hydrologique à l'échelle du bassin versant et du site d'implantation lui-même.

Il ressort de ces travaux l'importance, déjà signalée lors de la précédente ESCo abordant cette question (Aubertot *et al.*, 2005b), d'encourager des recherches combinant le suivi de molécules mères et de produits de transformation dans des conditions naturelles. D'autre part, le risque de transfert vertical et de remobilisation dans le temps des PPP et de leurs produits de transformation jusqu'aux nappes souterraines reste insuffisamment documenté. Enfin, la bibliographie met en avant la difficulté de mesurer sur le terrain les effets de la mise en œuvre de ZTS à l'échelle d'un bassin versant sur la qualité de l'eau. Les nouveaux outils de mesure des concentrations et flux de PPP, tels que les échantillonneurs intégratifs passifs, peuvent aider à avancer dans ce sens, en étant complétés par un suivi hydrométéorologique adapté et une connaissance suffisamment fine des actions réellement mises en place par les agriculteurs à l'échelle du bassin versant.

En ce qui concerne les transferts aériens, tout dispositif augmentant la distance et/ou représentant une barrière entre le bord de la parcelle traitée et l'écosystème à protéger permet d'interférer dans ces transferts. En particulier, les haies végétales représentent des barrières physiques naturelles pour réduire la dispersion atmosphérique des PPP, mais des systèmes artificiels verticaux, tels que les filets brise-vent ou les filets Alt'Dérives, peuvent également être utilisés pour filtrer la masse d'air par interception des gouttelettes et modifier l'écoulement d'air en diminuant la vitesse du vent.

L'efficacité des barrières physiques à limiter la dispersion des PPP en aval des parcelles traitées semble globalement être vérifiée par les mesures et par les études de modélisation, qui permettent d'intégrer différents facteurs afin d'identifier des valeurs optimales des caractéristiques de ces barrières (hauteur, largeur, porosité, localisation). Toutefois, ces caractéristiques dépendent fortement des paramètres locaux (sol, météorologie, topographie, végétation, rigoles ou fossés pouvant court-circuiter les ZTS) ainsi que du dimensionnement et du positionnement de ces éléments dans le bassin versant et vis-à-vis des sites d'application de PPP. Cette efficacité doit être évaluée, que ce soit pour la dérive sédimentaire ou aérienne. Une combinaison de leviers peut également améliorer la réduction de la dérive.

Les ZTH sont susceptibles d'intercepter les eaux chenalisées, soit par du ruissellement canalisé *via* les fossés notamment, soit par du drainage agricole afin de contrôler les flux de PPP dans les eaux de ruissellement. Les processus les plus significatifs permettant de réduire le transfert des PPP sont, par ordre décroissant d'influence, la sédimentation, la sorption, la dégradation microbienne, la photolyse, l'hydrolyse et les prélèvements par la végétation. Cette dernière intervient dans trois mécanismes différents : l'absorption directe et l'accumulation des PPP dans les tissus végétaux ; la production d'enzymes par le système racinaire, favorisant la biodégradation ; l'effet combiné de la végétation et des microorganismes de la rhizosphère (la phytostimulation peut augmenter de cinq à dix fois l'activité des microorganismes).

Le temps de séjour hydraulique, lié à la réponse hydrologique et dépendant du dimensionnement des zones tampons, joue également un rôle important dans le devenir des PPP : il faut environ un mois pour augmenter significativement la dissipation des molécules (Stehle *et al.*, 2016). Enfin, la performance des ZTH dépend aussi de la saison.

Les facteurs contrôlables dans la conception des ZTH sont le dimensionnement (ratio surface de la zone tampon/surface hydrologique amont connectée), la couverture végétale, le taux de matière organique et la présence de substrats supports de microorganismes. Les recommandations convergent vers un dimensionnement supérieur à 1 % du bassin versant amont connecté (Tournebize *et al.*, 2017). Ainsi, pour optimiser la surface de la zone tampon humide et pour maximiser les surfaces de contact PPP/substrat, il est recommandé que les zones tampons soient larges. Ceci contribue à réduire les vitesses d'écoulement, à favoriser la présence de zones peu profondes (< 50 cm) et ainsi à faciliter l'implantation de la végétation aquatique et les processus de sorption et de dégradation.

Plusieurs synthèses avancent des valeurs d'efficacité des ZTH supérieures à 80 % pour une majorité de PPP (ceux qui tendent à être fortement adsorbés), mais inférieures à 40 % pour d'autres (Stehle *et al.*, 2011 ; Vymazal et Bfezinova, 2015). Dans certains cas, des efficacités négatives ont été observées, résultant de phénomènes de relargage des PPP dus à des remobilisations lors de forts épisodes de crues et/ou à de la désorption des sédiments pour les molécules faiblement adsorbées.

L'analyse de la bibliographie pour différents types de ZTH a montré que les étangs ont un effet significatif sur la réduction des concentrations moyennes et des pics maximaux de PPP entre leurs entrées et leurs exutoires (entre 60 et 100 %). Cependant, les processus de rétention ou de dégradation sont souvent difficiles à mettre en évidence à cause d'un effet de dilution très marqué par la présence d'un grand volume dans l'étang (Le Cor *et al.*, 2021). Les mangroves (écosystèmes côtiers en interface entre le continent et les océans) fournissent des conditions de remédiation *via* le prélèvement des PPP par la végétation, l'accumulation, la détoxication, la rétention et la dégradation (Ivorra *et al.*, 2021). Par ailleurs, les conditions hydrologiques sont favorables à l'expression de ces processus en augmentant la sédimentation et en ralentissant les écoulements. Les rizières présentent une efficacité variant de 26 % à 75 %, car les conditions inondées permettent d'intercepter les eaux d'irrigation plus ou moins chargées en PPP (Matamoros *et al.*, 2020).

Parmi les ZTHA, les mares périurbaines jouent un rôle tampon de stockage des PPP, induisant un risque non négligeable pour la biodiversité présente. La présence de bandes végétalisées (> 2 m) autour de ces mares permettrait de réduire la présence des PPP (Ulrich *et al.*, 2018). Les bassins d'orage, qui sont des ZTHA conçues pour gérer les eaux pluviales (risque d'inondation, qualité de l'eau), présentent également une efficacité élevée dans la dissipation des PPP (de 36 à 100 %, Cryder *et al.*, 2021). L'entretien et le curage régulier de ces ZTHA permettent de renouveler la matrice sédimentaire, qui contribue à stocker les molécules hydrophobes, posant alors la question de la gestion des sédiments en fonction de leur contamination et du risque associé. D'autres solutions d'interception des flux agricoles par des aménagements (ex. : bandes ripariennes inondées, bioréacteurs ; Tournebize *et al.*, 2020) ont été évaluées pour la rétention des ions nitrates, mais très peu de travaux ont porté sur leur application au cas des PPP.

Le paysage apparaît comme un levier visant à limiter les transferts de composés dans l'environnement, *via* une modification des pratiques en fonction des vulnérabilités des différentes zones au sein du paysage, en ajustant l'organisation spatio-temporelle des parcelles (couple occupation-pratiques) et la diversité agroécologique pour viser une diminution globale des usages des PPP et augmenter la résilience des paysages aux transferts (et aux impacts). Divers projets en cours devraient apporter des éclairages nouveaux sur les leviers mobilisables à cette échelle.

Modélisation des transferts

Devant la multiplicité des PPP, des contextes agro-pédoclimatiques et des organismes, il est impossible de réaliser des expériences de laboratoire et des suivis de terrain qui

permettent d'évaluer le devenir et les impacts de l'ensemble des PPP dans tous les milieux et pour l'ensemble de la biodiversité. Par ailleurs, les processus impliqués sont complexes, non linéaires et variables dans le temps et l'espace. La modélisation apparaît donc comme un outil essentiel pour la formalisation, l'intégration et la hiérarchisation de l'ensemble des processus. Les modèles développés à ce jour pour simuler le devenir des PPP dans l'environnement ne reproduisent pas exactement la réalité des transferts en raison de la complexité des processus à intégrer. En revanche, ils permettent de comparer des situations à risque, de définir des niveaux d'exposition potentielle ou des concentrations prévisibles dans l'environnement pour l'évaluation et la gestion du risque. Ils contribuent aussi à établir et à tester des scénarios agro-pédoclimatiques dans l'objectif de réduire les transferts des PPP et les risques associés.

Les modèles référencés dans le corpus bibliographique étudié sont positionnés à différents niveaux. À l'échelle de la parcelle, ils permettent de simuler le transport de l'eau et des PPP dans le sol et leurs transferts vers différents compartiments de l'environnement (eaux souterraines, eaux de surface, plantes, air). D'autres modèles développés à une échelle locale sont dédiés à l'évaluation de la capacité des ZT à atténuer les transferts suivant différents paramètres tels que la largeur de bande, la rugosité et la densité de végétation. Des modèles complexes ont ainsi été développés, notamment pour les fossés (ex. : TOXSWA, *TOXic substances in Surface WAters*) et les bandes enherbées (ex. : VFSMOD, *Vegetative Filter Strip Modeling System*). Par exemple, VFSMOD a été testé avec succès, montrant un bon accord entre les prédictions du modèle et l'efficacité de piégeage des PPP par la végétation. Cependant, des études complémentaires sont indispensables pour mieux prendre en compte les interactions entre les PPP, le sol et la végétation lors de leur traversée des ZT, ainsi que le transport colloïdal, les écoulements préférentiels, la rétention et la remobilisation des PPP à long terme. Pour d'autres types de zones tampons (haies, ZTH), des développements sont encore nécessaires, car aucun modèle du transfert hydrique des PPP n'a été recensé dans la bibliographie.

À l'échelle du bassin versant, il existe des approches simples basées sur des systèmes d'information géographique (SIG) et des équations simples ou des scores évalués à dire d'experts pour déterminer le potentiel de transfert et d'atténuation des PPP. Ces méthodes peuvent être utilisées à un premier niveau d'approche pour aider à identifier des zones à risque au sein d'un territoire. Leur performance n'a cependant pas toujours été évaluée, et elles n'intègrent pas la variabilité temporelle des processus en jeu. Il existe de nombreux modèles à l'échelle du bassin versant (ex. : I-Phy-Bvci, LEACHM-runoff, MHYDAS, PESHMELBA, SACADEAU, SWAT), mais tous ne prennent pas en compte l'influence des ZT. Parmi eux, le modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), qui simule la présence de ZT (ex. : talwegs enherbés, bandes enherbées, bassins de sédimentation), est le modèle le plus utilisé au niveau international. Toutefois, l'hétérogénéité spatiale des éléments paysagers (dimensions, type de sol, nature et densité de végétation, pente), leur localisation réelle et leurs connexions hydrologiques avec les parcelles traitées ne sont pas suffisamment bien représentées. Ces modèles sont avant tout des outils de recherche en cours permanent de

développement et d'amélioration. Ils offrent des perspectives intéressantes pour déterminer l'efficacité de combinaisons d'infrastructures tampons différentes. Finalement, la déclinaison des modèles développés à l'échelle des bassins versants sous forme d'outils opérationnels reste encore un enjeu. De plus, les développements en cours d'outils couplant voie hydrologique et voie atmosphérique à l'échelle du bassin versant devraient permettre d'estimer les différentes voies d'exposition des écosystèmes non ciblés au sein du bassin.

En ce qui concerne les émissions vers l'atmosphère, les modèles se répartissent en deux grandes catégories, ceux qui décrivent les processus en jeu au moment de l'application du PPP (ex. : AgDRIFT, IDEFICS, driftx) et ceux qui décrivent les processus impliqués après l'application, pour prédire la volatilisation à partir d'une parcelle traitée en décrivant l'émission depuis le sol et le couvert végétal (ex. : Volt'Air-Pesticides, SurfAtm-Pesticides). Certains considèrent la dispersion de la phase gazeuse en aval de la parcelle traitée, car elle peut générer une exposition aux PPP *via* des dépôts de surface (ex. : EVA 2.0, FIDES).

Ces modèles sont diversifiés dans leurs approches, avec des intérêts et des limites complémentaires. De manière générale, les travaux analysés mettent en évidence que la performance de ces modèles pourrait être améliorée par la réalisation d'études permettant de mieux documenter la représentation des effets des pratiques culturales sur les transferts des PPP, notamment en ce qui concerne des pratiques agroécologiques innovantes et le recours au biocontrôle. Certains processus relatifs aux transferts aériens sont également encore insuffisamment connus, tels que ceux qui concernent :
- la dérive des gouttelettes de pulvérisation au moment de l'application ou les caractéristiques des gouttes ;
- l'estimation de l'interception de la pulvérisation par le couvert traité ;
- le lien entre dérive sédimentaire et dérive aérienne ou la prise en compte plus systématique des conditions de stabilité atmosphérique ;
- la volatilisation de post-application ;
- l'adsorption des PPP de la phase gazeuse vers la matrice solide du sol en cas d'assèchement du sol ou les interactions du composé avec les feuilles (pénétration, adsorption, photodégradation, lessivage par la pluie) ;
- l'effet de la formulation ou d'adjuvants sur ces processus.

Le développement des savoir-faire nécessaires à la mise en œuvre de ces modèles sur le terrain ainsi qu'une meilleure prise en compte des incertitudes associées aux résultats des modèles sont également des éléments de progrès soulignés par la littérature.

Remédiation

La remédiation des milieux contaminés par des PPP est parfois possible, mais jamais totale. La combinaison de méthodes biotiques et abiotiques peut permettre de favoriser les processus de dégradation des PPP (Fenner *et al.*, 2013).

Lorsqu'un compartiment est contaminé par des PPP (sol en particulier), la remédiation biotique (bioremédiation, phytoremédiation, rhizoremédiation) représente un moyen rentable

(coût/efficacité), non invasif et acceptable pour éliminer les substances (Arthur *et al.*, 2005). Il s'agit généralement de jouer sur le couvert végétal et sur l'inhibition/stimulation des capacités microbiennes de biodégradation, c'est-à-dire de conversion partielle ou complète du PPP en ses constituants élémentaires (Megharaj *et al.*, 2011). La rhizoremédiation, au sein de la rhizosphère, et la phytoremédiation, impliquant des végétaux généralement associés à des microorganismes symbiotiques (ex. : rhizobactéries et mycorhizes), permettent également de métaboliser et de dégrader les PPP (Eevers *et al.*, 2017). La biodisponibilité d'un PPP est la principale restriction pour une phytoremédiation efficace. Cependant, certains PPP peuvent être récalcitrants à la dégradation et/ou être toxiques pour les plantes et les microorganismes qui ne possèdent pas les enzymes adaptées (Eevers *et al.*, 2017). Par ailleurs, dans le cas de la phytoremédiation, il faut collecter les plantes et les incinérer ou les composter afin d'éliminer les PPP. Enfin, peu d'études ont été réalisées en conditions réelles pour déterminer l'efficacité de ces techniques à diminuer les transferts de PPP.

Pour réduire l'exposition des organismes, des méthodes de remédiation abiotique peuvent être mises en œuvre *in situ* (utilisation d'agents tensioactifs pour favoriser la lixiviation des PPP, vitrification, isolement, confinement par des barrières physiques) ou *ex situ* (excavation, traitement thermique, extraction chimique, encapsulation). Elles sont généralement coûteuses au regard du caractère diffus de la contamination par les PPP et posent la question des conséquences des processus utilisés sur la structure et les propriétés des sols.

En l'absence d'obligation réglementaire relative à la restauration des milieux, les différentes méthodes de remédiation existantes ne sont globalement pas mises en œuvre.

Innovations et perspectives pour caractériser la contamination et l'exposition

L'amélioration de la connaissance du degré d'imprégnation de l'environnement par les PPP repose essentiellement sur l'évolution combinée des stratégies d'échantillonnage et des techniques analytiques les plus récentes, pour permettre une représentation plus complète de l'état des lieux, y compris dans ses aspects dynamiques. La difficulté à dessiner des tendances fiables à moyen et long termes de l'évolution de la contamination dans les différents milieux met en exergue le besoin de plans de suivis nationaux harmonisés en matière de fréquence, de matrices échantillonnées et de méthodologies (depuis le prélèvement jusqu'à l'analyse, voire le traitement des données) afin de mieux répondre aux besoins et enjeux ; voir par exemple Hulin *et al.* (2021) concernant l'atmosphère. Les facteurs déterminant la biodisponibilité des PPP ne sont pas encore suffisamment connus pour permettre d'échantillonner spécifiquement les fractions biodisponibles. Des travaux sur la contamination du biote ont en revanche montré l'importance de l'imprégnation des organismes et des transferts de substances au sein des réseaux trophiques. La modélisation est enfin mentionnée pour les réponses qu'elle peut apporter aux besoins de combiner différentes échelles et tester des scénarios.

Évolution des stratégies d'échantillonnage

L'évolution des stratégies d'échantillonnage contribue à augmenter régulièrement le nombre et la diversité des substances analysées dans les différentes matrices environnementales.

Dans un objectif de caractérisation des tendances d'évolution de la contamination dans le temps ou de mise en évidence de faibles concentrations à caractère chronique dans les milieux, une des évolutions les plus importantes depuis le début des années 2000 concerne le développement et la mise en œuvre des échantillonneurs intégratifs passifs. Ils permettent d'améliorer la représentativité des niveaux de contamination chronique mesurés (en intégrant une période de plusieurs jours à plusieurs semaines d'exposition) et de quantifier certaines substances non détectables sur la base de prélèvements ponctuels. Le tableau 1 présente les échantillonneurs intégratifs passifs les plus utilisés en milieu aquatique. À ce jour, seuls les DGT (*diffusive gradient in thin film*) et les POCIS (*polar organic chemical integrative sampler*) sont utilisés depuis 2012 pour le suivi DCE des PPP hydrophiles dans les eaux littorales méditerranéennes, mais le recours aux différents échantillonneurs intégratifs passifs existants permet de répondre à plusieurs enjeux analytiques afin d'améliorer la cartographie de la contamination environnementale (Bernard *et al.*, 2019). Il est également à noter que des développements concernent les échantillonneurs intégratifs passifs pour l'atmosphère (Galon *et al.*, 2021).

Tableau 1. Échantillonneurs intégratifs passifs les plus utilisés en milieu aquatique pour l'échantillonnage des PPP.

Échantillonneur intégratif passif	Types de PPP échantillonnés	Utilisation réglementaire
DGT (*diffusive gradient in thin film*)	Inorganiques et organiques hydrophiles	DCE
POCIS (*polar organic chemical integrative sampler*)	Organiques moyennement polaires et polaires	DCE
Chemcatcher®	Organiques moyennement polaires et polaires	
SPMD (*semi-permeable membrane device*)	Organiques hydrophobes	
LDPE (*low density polyethylene*)	Organiques hydrophobes	
MESCO (*membrane-enclosed sorptive coating*)	Organiques hydrophobes	

L'analyse des PPP dans le biote peut également permettre d'avoir une vision intégrée de la contamination et de l'exposition des organismes. Il est toutefois important dans ce type d'approche de prendre en considération différents critères qui conditionnent l'exposition et l'accumulation des PPP dans les organismes en conditions réelles (*in natura*), à savoir notamment : la nature chimique des substances en question, la variabilité dans le temps de la localisation des organismes et de leur stade de développement, les différences de sexe, du type d'organe considéré et de capacité métabolique des organismes,

mais aussi la diversité des voies de contamination du biote (ex. : *via* la respiration, le tégument et/ou la nourriture). Le choix des taxons et des matrices utilisés pour cette surveillance est donc un élément important à considérer au regard des différents paramètres évoqués ci-dessus. À titre d'exemple, l'utilisation des plumes de mue permet d'intégrer l'exposition aux PPP chez les oiseaux sur plusieurs semaines ou mois, alors que le passage sanguin de ces substances est bref. Le développement d'approches alternatives de biosurveillance par encagement d'organismes *in situ*, mis en œuvre en particulier dans les milieux aquatiques, peut permettre de pallier en partie ces contraintes. C'est par exemple le cas de l'encagement *in situ* de gammares pour la mesure de la bioaccumulation de substances chimiques (ex. : norme Afnor XP T90-721, 2019).

Par ailleurs, avoir une vision plus exhaustive de la contamination par les PPP et de son transfert entre les matrices et à travers les continuums environnementaux impliquerait de renforcer la réflexion concernant l'aspect spatial de la stratégie d'échantillonnage, tant à large échelle (à travers une répartition de la surveillance sur tout le territoire national incluant les territoires ultramarins) qu'à une échelle plus locale (en tenant compte de la connectivité des milieux et des différentes matrices qui les composent). De même, il serait pertinent, entre autres, d'élargir la gamme de ces matrices dans les suivis et les études scientifiques (ex. : eaux de pluie, Potter et Coffin, 2017 ; zones profondes marines, Munschy *et al.*, 2019) ou d'améliorer la compréhension du devenir des PPP, en prenant mieux en considération la formation de produits de transformation et en couplant l'acquisition de jeux de données pertinents au développement de modèles visant à mieux prédire l'évolution spatio-temporelle des PPP dans les différents compartiments. Ces modèles qui sont en cours de développement et de tests pourraient notamment permettre d'affiner la stratégie spatio-temporelle de la surveillance.

Évolution des techniques analytiques

L'évolution des techniques analytiques est une autre composante contribuant à l'augmentation du nombre et de la diversité des substances analysées, mais aussi à l'amélioration de la sensibilité des mesures. Concernant les techniques analytiques, les dernières années ont vu le développement et l'application de méthodes permettant de tenir compte d'un plus grand nombre de molécules simultanément (incluant certains produits de transformation) et de s'affranchir, au moins pour partie, de la nécessité d'effectuer des choix *a priori* (ex. : analyses multi-résidus ou analyses non ciblées).

Il est en effet nécessaire d'avoir une image plus complète de la contamination en croisant les technologies analytiques disponibles (chromatographies en phase gazeuse, ou GC, et en phase liquide, ou LC, couplées à la spectrométrie de masse en tandem, ou MS/MS, pour la sensibilité, avec possiblement moins besoin d'étapes d'extraction/préconcentration en amont, en particulier pour les eaux) à la spectrométrie de masse haute résolution (HRMS). Cette dernière permettrait d'élargir l'éventail de substances détectables et identifiables en utilisant dans un premier temps les approches par *screening* de substances suspectées, voire par la suite les approches par *screening* non ciblé, c'est-à-dire sans

choix *a priori* des substances à rechercher (Gonzalez-Gaya *et al.*, 2021). Le déploiement de ces approches permettrait en particulier d'élargir le spectre des produits de transformation recherchés. Toutefois, ces démarches ne pourront pleinement se développer que si de nouveaux standards deviennent disponibles (notamment concernant les produits de transformation) afin de confirmer sans équivoque la présence des PPP non analysés à ce jour (incluant les co-formulants et adjuvants) et de déterminer leurs niveaux de concentration. Le développement et la mise en œuvre de ces nouvelles technologies analytiques, au-delà d'études académiques ponctuelles, soulèveront également de nouvelles contraintes de gestion et de partage des grandes quantités de données générées.

L'évolution des techniques analytiques peut également contribuer à une meilleure compréhension des effets des PPP dans les réseaux trophiques. Par exemple, l'analyse au sein des différentes matrices de la signature isotopique du carbone, de l'azote, du soufre ou encore de l'oxygène, peut être utilisée comme *proxy* (c'est-à-dire une variable de substitution) pour détecter des changements qualitatifs ou quantitatifs causés par les PPP dans la structure des réseaux trophiques.

Caractérisation de l'exposition

Des recherches supplémentaires sont également nécessaires pour mieux relier les niveaux de contamination mesurés aux risques et aux impacts qui en résultent pour les organismes et les écosystèmes. Cela implique en particulier de mieux prendre en compte la diversité des voies d'exposition. Les dynamiques qui déterminent le devenir des substances pourraient être mieux comprises en considérant la formation de produits de transformation et les possibles interactions entre les différents composés. La distinction des isomères (en particulier les énantiomères), qui sont des arrangements spatiaux des molécules ayant les mêmes propriétés physico-chimiques mais des dynamiques de biodégradation et des effets physiologiques différents, apparaît également comme un élément important pour mieux expliquer la relation entre contamination et effets. De la pertinence de ces mesures dépend le développement de modèles visant à mieux prédire l'évolution spatio-temporelle des PPP dans les différents compartiments et l'exposition des organismes qui en découle.

Évaluation théorique et modélisation

Comme mentionné précédemment, de nombreux travaux portent sur le développement de modèles pour simuler le devenir des PPP dans l'environnement à l'échelle de la parcelle (transport de l'eau et des PPP dans le sol et leurs transferts vers d'autres compartiments : eaux souterraines, eaux de surface, plantes, air, etc.) et à l'échelle du bassin versant, ou pour modéliser la capacité des zones tampons à atténuer les transferts. Ils permettent de définir des niveaux d'exposition potentielle ou des concentrations prévisibles dans l'environnement en vue de la réalisation d'une évaluation du risque. Ils contribuent aussi à établir et à tester des scénarios agro-pédoclimatiques dans l'objectif de

réduire les transferts des PPP et les risques associés. D'une manière générale, malgré de nombreux développements récents, les modèles disponibles ne permettent pas de décrire l'ensemble des processus impliqués, ni la grande diversité de pratiques agricoles existantes, et aucun modèle n'intègre le continuum terre-mer. L'évolution temporelle des PPP dans les sols reste également difficile à prévoir. Il est en outre nécessaire de travailler en parallèle sur des observations de terrain pour la conceptualisation, l'élaboration et la paramétrisation de ces modèles, en intégrant par exemple des données sur l'usage des PPP (ex. : enquêtes auprès d'agriculteurs ou bases de données publiques).

Les modèles de devenir des PPP visant à renseigner les risques d'exposition aux PPP doivent également être articulés avec des modèles qui rendent compte de l'écologie des organismes (ex. : probabilité de présence et/ou de déplacements d'animaux dans la matrice paysagère) sur la base d'observations directes, de suivis télémétriques ou GPS d'individus, ou de modèles de sélection de l'habitat.

De même, les modèles qui visent à évaluer la bioaccumulation pourraient gagner en robustesse en intégrant de nouveaux paramètres déterminants pour la bioaccumulation et la bioamplification des PPP. En effet, les paramètres tels que le coefficient de partage octanol/eau (Kow) et le facteur de bioconcentration (BCF), qui sont classiquement utilisés, ont été sélectionnés principalement sur la base de l'étude de substances fortement lipophiles, avec un Kow élevé, ce qui ne correspond pas à de nombreux PPP aujourd'hui utilisés, et à partir d'études concernant surtout les systèmes aquatiques. Des travaux récents indiquent que les substances organiques absorbées qui ne sont pas métabolisées, ou leurs produits de transformation, ont un potentiel de bioaccumulation chez les organismes à respiration aérienne, et de bioaccumulation (voire de bioamplification) dans les réseaux trophiques terrestres lorsqu'elles ont un log Koa ≥ 5 et un log Kow ≥ 2. À l'inverse, les substances ayant un log Kow < 2 sont généralement éliminées rapidement par excrétion urinaire et ne se bioamplifient donc pas, même si leur log Koa est ≥ 5.

Globalement, les approches de mesure *in natura* des résidus de PPP dans les organismes permettent aujourd'hui de mieux prendre conscience de la réalité des mélanges auxquels sont exposés les organismes. C'est notamment le cas des données fournies par le réseau européen ERBFacility (*European Raptor Biomonitoring Facility*), structuré pour la biosurveillance des rapaces et qui utilise les approches multi-résidus afin de proposer une analyse globale, pan-européenne, de la contamination de l'environnement vue au travers de la contamination des rapaces en prenant en compte de nombreux traits biologiques et écologiques propres aux espèces suivies (régime alimentaire, aire de distribution, habitat, migration), en lien avec différentes activités humaines (dont l'activité agricole).

3. Effets sur la biodiversité

Dans cette ESCo, la biodiversité est appréhendée dans ses dimensions génétique, taxonomique (spécifique) et fonctionnelle. La diversité taxonomique est décrite notamment par la richesse spécifique (nombre d'espèces), l'abondance relative des espèces au sein des communautés qu'elles composent et le degré d'hétérogénéité de ces dernières. Au sein de chaque espèce, c'est la diversité génétique qui est prise en considération (on parle alors de diversité intraspécifique). Celle-ci peut être décrite par des métriques phylogénétiques et des indices de génétique des populations. Le degré de biodiversité phylogénétique est également considéré à travers des indices de richesse spécifique et de capacité potentielle à assurer une diversité de fonctions. La dimension fonctionnelle peut ainsi être décrite par l'identification de groupes d'espèces présentant des caractéristiques fonctionnelles proches, et l'observation du nombre et de la diversité de ces groupes dans une communauté. Il est également important de noter que chaque catégorie de biodiversité peut être estimée à différentes échelles, du niveau local (diversité alpha) au niveau régional (diversité gamma), ainsi qu'en termes de dissimilarité entre écosystèmes (diversité bêta). En effet, initialement centrée sur la diversité spécifique, cette partition est aujourd'hui également appliquée aux autres composantes de la biodiversité, et a conduit à des développements récents utilisant des concepts unifiés pour l'estimation de la biodiversité taxonomique, fonctionnelle et phylogénétique à différentes échelles.

Les effets des PPP sur la biodiversité résultent de l'exposition à une ou plusieurs substances, de leur toxicité, de la pression résultant de la répétition et de l'intensité des expositions, ainsi que du degré et de la distribution de cette sensibilité entre les espèces exposées, etc. Ils ont des conséquences indirectes du fait de l'interdépendance des espèces et ils se manifestent à différents niveaux d'organisation biologique, à différentes échelles de temps et d'espace, avec différents niveaux d'acuité et de réversibilité, qui peuvent en partie dépendre des caractéristiques du contexte d'exposition. Les effets sur l'état de la biodiversité influencent les processus écologiques dans lesquels les organismes sont impliqués, et en conséquence le fonctionnement de l'écosystème.

Du fait de la complexité de ce jeu d'interactions, le contexte environnemental joue non seulement sur la relation entre contamination et exposition (voir section « Influence du contexte sur la dynamique d'exposition »), mais également sur celle qui conduit de l'exposition aux effets. Les facteurs qui influent sur cette dynamique sont donc, dans un premier temps, présentés dans ce qui suit. Les principales notions couramment associées aux différents types d'effets sont ensuite rappelées, afin d'apporter une clarification de leur portée et de leurs limites. Les principaux effets mis en évidence dans le corpus bibliographique analysé sont ensuite récapitulés, en distinguant les effets sur l'état de la biodiversité, et ceux sur les fonctions écosystémiques telles que définies dans le cadre d'analyse de l'ESCo. Enfin, les principales innovations engagées et les perspectives pour améliorer la connaissance des effets sont identifiées.

De l'exposition aux effets, sources de variabilité de la sensibilité aux PPP

Les effets des PPP sur les organismes dépendent en premier lieu, comme vu précédemment, des propriétés toxiques des substances et des conditions d'exposition à ces substances. Mais, suivant leurs caractéristiques biologiques, différents organismes ou ensembles d'organismes soumis à la même exposition dans un même environnement ne vont pas développer les mêmes réponses. Cette variabilité de la sensibilité dépend de caractéristiques qui peuvent être liées à la voie d'exposition et à certains traits biologiques (ou caractéristiques biologiques) au niveau de l'individu, de l'espèce, de la population ou de la communauté. De manière plus générale, l'ensemble des facteurs qui jouent sur l'état des organismes ou des ensembles d'organismes (disponibilité des ressources, menaces, pressions et autres contaminations) va avoir un effet cumulatif sur leur vulnérabilité (voir section « Contextes et situations de vulnérabilité »).

Influence des voies d'exposition

Il n'existe que peu d'études qui s'intéressent à l'influence des voies d'exposition aux PPP sur les effets observés. Cette influence a pourtant été mise en évidence pour différents types d'organismes (ex. : pour les lièvres, Mayer *et al.*, 2020, pour les oiseaux, Mineau, 2002, ou encore pour les trichoptères, Rasmussen *et al.*, 2017). Des travaux menés sur les insecticides (organophosphorés, néonicotinoïdes et carbamates) ont par exemple permis la détection de résidus de ces PPP sur la peau et/ou les plumes, soulignant la part potentielle de la source aérienne dans l'exposition de la faune sauvage par voie cutanée et/ou respiratoire. La voie cutanée représente par exemple une voie d'exposition non négligeable chez les amphibiens du fait de la finesse de leur tégument et de leur double exposition terrestre et aquatique, ou chez les chiroptères du fait de la finesse de la peau de leurs ailes. Elle augmente donc l'exposition totale et le risque associé. Le passage cutané des substances modifie en outre leur métabolisation en court-circuitant le foie, principal organe impliqué dans les processus de détoxication. La question des voies d'exposition peut également concerner les organismes photosynthétiques, puisque certaines différences de sensibilité aux PPP observées entre macrophytes et microalgues planctoniques pourraient s'expliquer par des voies d'expositions différentes, au contact de l'eau et/ou des sédiments (ex. : Vonk et Kraak, 2020).

Les différences de toxicité selon les voies d'exposition sont difficiles à généraliser. Elles semblent dépendantes des voies elles-mêmes (ex. : exposition par le milieu ambiant ou la voie trophique), mais aussi du type de taxon et des substances considérées. Les quelques résultats à ce sujet militent pour la prise en compte explicite de ces différentes voies dans l'évaluation du risque lié aux PPP. Cette prise en compte est importante non seulement pour mieux évaluer l'exposition réelle d'un organisme dans son milieu naturel (et les effets potentiellement cumulatifs des différentes voies possibles), mais également pour une meilleure prise en considération des effets qui résultent d'interactions trophiques.



Effets des cumuls de substances et effets des mélanges

L'exposition aux PPP peut s'effectuer de manière simultanée à différentes substances, ou de manière successive (avec des fréquences plus ou moins rapprochées) à une même substance ou à des substances différentes. Ainsi, le cumul et/ou la répétition de l'exposition des organismes à des PPP, qui peuvent être identiques ou différents, est un facteur qui influe sur les effets induits par ces substances. Par exemple, l'impact des insecticides sur les arthropodes varie en fonction du nombre de traitements, comme mis en évidence par une baisse des abondances des araignées, carabes, staphylins, chrysopes ou coccinelles, suite à des expositions successives à la lambda-cyhalothrine (Wick et Freier, 2000 ; Liu *et al.*, 2013) ou à la deltaméthrine (Macfadyen et Zalucki, 2012). Karimi *et al.* (2021) montrent aussi que le risque écotoxicologique causé par le cuivre dépend de la dose appliquée, mais aussi de la quantité de cuivre déjà présente dans les sols. En conditions contrôlées, il a également été démontré chez un rapace, le Crécerelle d'Amérique, que l'exposition répétée au brodifacoum, un anticoagulant de seconde génération, induit des coagulopathies plus sévères qu'en cas d'exposition unique (Rattner *et al.*, 2020). De même, les contaminations répétées par des herbicides peuvent induire des effets aggravants sur les biofilms photosynthétiques de rivière (Tlili *et al.*, 2008).

Cependant, la répétition de l'exposition peut également favoriser la sélection des espèces résistantes aux PPP au détriment des espèces les plus sensibles, comme démontré chez des communautés microbiennes hétérotrophes et phototrophes, notamment dans le cadre des approches PICT (*pollution-induced community tolerance*). Ce point rejoint également celui concernant les processus évolutifs d'adaptation.

La question des effets des mélanges (appelés parfois effets « cocktails ») a été majoritairement abordée à partir de travaux considérant une exposition simultanée à différents PPP. Les résultats qui en découlent sont très variables et parfois contradictoires, selon les combinaisons testées, les types d'organismes étudiés ou encore les protocoles expérimentaux mis en œuvre, ce qui rend difficile l'identification de tendances robustes. Les plans d'expérience ne permettent pas toujours de démontrer une réelle interaction entre les PPP, au-delà d'une simple addition des effets en lien avec l'addition des concentrations de chaque substance. La majorité des travaux décrit une augmentation des impacts des PPP lorsque les organismes sont exposés à des mélanges. Certains exemples montrent toutefois des effets potentialisants ou des effets synergiques allant au-delà de l'addition des effets de chaque substance. Dans certains cas, des effets sont observés pour des mélanges de substances, alors qu'aux mêmes concentrations ces substances sont sans effet lorsqu'elles sont isolées. Une synergie entre des acaricides, utilisés par les apiculteurs pour l'entretien des ruches, et des fongicides potentiellement présents dans les zones de butinage a été démontrée chez les abeilles domestiques (Johnson *et al.*, 2013), et d'autres exemples sont rapportés concernant plus largement les pollinisateurs, dans différents contextes d'exposition à plusieurs insecticides ou à des mélanges de fongicides avec d'autres PPP. Une étude récente évaluant la génotoxicité sur l'oignon dans un bioessai de germination montre qu'à de

faibles concentrations auxquelles elle ne produit pas d'effet seule, la mésotrione associée à l'atrazine présente un effet génotoxique (Felisbino *et al.*, 2018).

Il est également important de relever le fait que les travaux traitant de la question de l'influence des adjuvants et des co-formulants sont relativement rares, sauf en ce qui concerne le glyphosate, pour lequel les adjuvants de type amine polyéthoxylée (POEA), agissant comme surfactants (POE-tallowamine), se sont avérés parfois beaucoup plus toxiques que la substance active seule (Mesnage *et al.*, 2019). Quelques études documentent aussi l'augmentation de la toxicité des formulations par rapport aux molécules actives prises isolément, à l'image de la revue récente de Nagy *et al.* (2020) qui analyse la toxicité de 24 PPP, essentiellement des herbicides, et de leurs formulations.

Distribution des niveaux de sensibilité et adaptation

La sensibilité des espèces aux PPP dépend d'un certain nombre de facteurs, dont leur degré de proximité avec les espèces ciblées par ces PPP, notamment leur proximité phylogénétique, qui tend à les rendre sensibles aux mêmes modes d'action moléculaires, leur proximité écologique, ou encore leur mode de vie et d'habitat. La sensibilité peut également varier au sein d'une espèce, entre lignées, entre populations, voire entre individus d'une même population. Lorsque cette variation a des composantes génétiques additives, elle peut conduire à des processus évolutifs d'adaptation impliquant la sélection naturelle.

Les niveaux de sensibilité peuvent être variables au cours du temps du fait d'une diversité de phénomènes (ex. : acclimatation, tolérance, résistance, résilience) observés à différentes échelles biologiques (individus, populations, communautés) et temporelles (adaptation physiologique rapide et réversible par la plasticité développementale et phénotypique, ou au contraire adaptation à plus long terme par des processus évolutifs sélectifs qui s'appliquent à une échelle multigénérationnelle). Des effets évolutifs indirects peuvent aussi affecter la sensibilité en réduisant la variabilité génétique des populations et de fait leur adaptabilité aux PPP et aux autres pressions environnementales, notamment lorsqu'ils accroissent les effets de dérive génétique et de consanguinité. C'est le cas par exemple lorsqu'un PPP induit des réductions démographiques, isole les populations les unes des autres ou favorise un système de reproduction qui réduit l'hétérozygotie (autofécondation, croisements entre apparentés).

L'ampleur des effets évolutifs est probablement largement sous-estimée à ce jour, et ils devraient être mieux pris en compte dans l'évaluation des effets et des risques des PPP. Le nombre toujours croissant de cas de résistances génétiques observés chez les espèces ciblées par certains PPP (insecticides, fongicides, bactéricides) constitue un argument de poids pour la prise en compte de tels effets potentiels lorsqu'on s'intéresse à l'impact des PPP sur la biodiversité.

Par exemple, chez les invertébrés aquatiques, le développement de la résistance à certains insecticides témoigne d'un processus évolutif de sélection (adaptation génétique) induit par l'exposition continue ou répétée des populations. Une telle évolution a été observée dans le complexe d'espèces du crustacé d'eau douce *Hyalella azteca* en réponse

à la présence persistante de pyréthrinoïdes dans les sédiments, favorisant le développement de différents types de résistance impliquant l'évolution parallèle de différentes mutations alternatives au niveau de la cible moléculaire (canal sodium), préalablement mises en évidence chez les insectes cibles (Weston *et al.*, 2013 ; Major *et al.*, 2018). Le développement des résistances pose la question du coût physiologique ou écologique associé. Ainsi, une revue récente sur le sujet montre que dans 60 % des 170 études considérées, la résistance aux insecticides chez les insectes ciblés par ces substances implique un coût en valeur sélective, ou *fitness* (Freeman *et al.*, 2021). Il est probable que ce type de résultat soit extrapolable à d'autres espèces incluant des espèces non ciblées par les PPP. Cette revue met toutefois en évidence des différences selon les PPP considérés. Le coût de l'adaptation génétique aux PPP peut également se traduire par une plus grande vulnérabilité aux parasites, comme chez la daphnie exposée de façon chronique à l'insecticide carbaryl (Jansen *et al.*, 2011), ou aux prédateurs, comme chez le moustique *Culex pipiens* exposé au chlorpyrifos (Delnat *et al.*, 2019).

Cette question du coût de l'adaptation aux PPP se pose également lorsqu'une telle adaptation s'exprime à l'échelle de la communauté. C'est le cas notamment de la tolérance aux PPP induite à cette échelle par l'exposition chronique à ces substances, principalement étudiée sur les communautés microbiennes dans le cadre de l'approche PICT. En effet, le développement de la tolérance observé chez ces communautés s'accompagne généralement d'une baisse de la biodiversité microbienne et de l'inhibition de certains processus biologiques basés sur l'activité des microorganismes. L'existence d'un coût physiologique de la tolérance au diuron acquise par des communautés microbiennes phototrophes aquatiques exposées chroniquement à cet herbicide a notamment été démontrée par de récents travaux s'appuyant sur des analyses métabolomiques associées à des mesures physiologiques (Lips *et al.*, 2022).

L'ensemble de ces résultats souligne le besoin de développer plus largement les connaissances, mais aussi les outils, permettant de mieux appréhender l'adaptation aux PPP et les coûts associés, à différentes échelles biologiques (de l'individu à la communauté, voire à l'écosystème).

Par ailleurs, il semble également intéressant d'aborder la question de la vulnérabilité aux PPP sous l'angle de la dimension fonctionnelle. À ce titre, différentes notions, telles que les traits fonctionnels et leur diversité, la résilience ou encore la redondance fonctionnelle, sont importantes à prendre en compte, comme souligné par l'EFSA (EFSA Scientific Committee, 2016).

Mise en évidence des différents types d'effets

Les effets directs des PPP sur la biodiversité (intraspécifique, interspécifique et fonctionnelle) dépendent en premier lieu des propriétés toxiques des substances considérées, de l'utilisation, du devenir et de la biodisponibilité de ces substances dans l'environnement, et de l'exposition des organismes qui en résulte (voir chapitre 2). En outre, ces effets dépendent

de la distribution des niveaux de sensibilité des différentes espèces au sein des communautés exposées et de leurs capacités d'adaptation (acclimatation, tolérance, résistance, résilience, récupération), qui concernent diverses échelles biologiques (populations, communautés) et temporelles (adaptation physiologique rapide et réversible par la plasticité développementale et phénotypique *vs* adaptation à plus long terme par des processus évolutifs sélectifs). Les effets toxiques peuvent également avoir des conséquences indirectes sur la biodiversité, en modifiant l'habitat et les interactions entre espèces au sein et entre les niveaux trophiques. L'ensemble des effets directs et indirects des PPP sur la biodiversité influence les processus écologiques. Les conséquences de ces effets sur les fonctions écosystémiques dépendent principalement du rôle fonctionnel des espèces impactées.

Les notions évoquées au paragraphe précédent sont couramment employées pour caractériser la relation entre la toxicité d'une substance et la variation observée de la biodiversité, et sont explicitées dans ce qui suit. Outre le caractère direct ou indirect des effets, leur degré de spécificité vis-à-vis d'un facteur (ex. : les PPP) parmi un ensemble de facteurs (ex. : dégradation des habitats et changement climatique) est également souvent discuté. De plus, les PPP étant conçus pour produire des effets souhaités sur des organismes considérés comme nuisibles, la distinction est également souvent opérée entre les effets ciblés et non ciblés, ou non intentionnels/non souhaités. Enfin, la biodiversité étant un ensemble dynamique, toute variation observée ne peut pas être systématiquement considérée comme un effet. Des seuils doivent ainsi être définis pour caractériser le degré de variation qui va être considéré comme un effet.

Effets directs et indirects

Les effets directs sont généralement mesurés sous l'angle des conséquences de l'interaction d'un PPP avec les processus biologiques sur l'état physiologique et le comportement des individus, ainsi que sur l'abondance et la dynamique des populations exposées. Les effets indirects désignent les répercussions qu'ont les effets directs observés sur certaines espèces pour d'autres espèces, non exposées ou non/moins sensibles au PPP considéré. Depuis la fin du XXe siècle, l'importance des impacts générés indirectement par les PPP est de plus en plus mise en évidence dans la littérature, malgré les difficultés à les observer dans un cadre expérimental.

L'existence d'effets indirects peut être suggérée par des observations de terrain, sur la base de corrélations. Des travaux récents ont ainsi permis de mettre en évidence, à partir de données collectées dans des cours d'eau européens, des corrélations négatives entre la toxicité de différents contaminants recensés (incluant des PPP) sur les organismes photosynthétiques et la diversité des invertébrés peuplant ces milieux (De Castro-Catala *et al.*, 2020). À titre d'exemple supplémentaire, l'application d'herbicides sur des cultures a pour effet direct de réduire la ressource végétale (adventices) et pour effets indirects une diminution des arthropodes du sol, avec des répercussions sur des populations d'oiseaux, ces arthropodes étant la base du régime alimentaire de poussins de faisan et de perdrix grise (Taylor *et al.*, 2006). Au-delà de ces corrélations, les effets

indirects des PPP sur les interactions biotiques (ex. : relations proies/prédateurs, compétition) sont principalement documentés à ce jour par des approches expérimentales.

Les travaux de revue de la littérature concernant l'impact des PPP sur la faune sauvage insistent sur l'importance, parmi les effets indirects, des impacts de la modification de la disponibilité des ressources alimentaires et/ou de la compétition interspécifique vis-à-vis de cette ressource (Boatman *et al.*, 2004 ; Kohler et Triebskorn, 2013). Les autres effets indirects majeurs mentionnés, qui concernent également les interactions biotiques et les effets sur les communautés, sont les interactions hôte-parasite, essentiellement décrites chez des amphibiens. Pour les organismes terrestres, Gibbons *et al.* (2015) ont montré que les effets indirects des PPP s'exercent le plus souvent de l'une des trois manières suivantes : par la réduction de la nourriture à base de graines pour les granivores suite à l'application d'herbicides ; par la réduction des proies arthropodes pour les insectivores suite à l'application d'insecticides ou de fongicides ayant des propriétés insecticides ; ou par la perte de plantes hôtes d'insectes suite à l'application d'herbicides. Ce dernier point fait appel à la notion de perte d'habitat.

Enfin, il est important de noter que les effets indirects sont souvent des conséquences non souhaitées d'un effet souhaité (ex. : la privation de nourriture pour des auxiliaires de culture suite à l'élimination des adventices concurrentes des plantes cultivées). Ils sont variables suivant l'intensité de l'effet recherché, son étendue, sa durée et la fréquence de sa répétition, ainsi que suivant le rôle dans l'écosystème des organismes affectés. Ainsi, dans l'exemple évoqué ci-dessus, les effets indirects sur les oiseaux à travers les arthropodes victimes de l'élimination des adventices sont avant tout dépendants du degré de contrôle de ces adventices. Ils sont donc spécifiques du type de pression (ex. : élimination *vs* régulation) exercée sur les organismes ciblés, plus que d'une substance en particulier.

Effets spécifiques des PPP

La question de la spécificité des effets est soulevée, généralement dans une perspective de gestion, pour guider l'identification des responsabilités et des mesures à mettre en œuvre pour éviter les effets inacceptables. Les effets spécifiques des PPP désignent la part des effets observés imputable à l'utilisation de PPP plutôt qu'à un autre facteur. Or les facteurs qui conduisent à la fragilisation d'un écosystème ne sont pas nécessairement additifs, mais interagissent entre eux. Les impacts observés à des niveaux complexes d'organisation biologique sont donc le plus souvent liés à des combinaisons de facteurs.

La spécificité des effets est donc différente de la sélectivité du mode d'action d'une substance, qui est la capacité de la substance à viser une cible étroite sans produire d'effets sur d'autres organismes. Dans le cas contraire, on parle de substance à large spectre d'action. Cette spécificité du mode d'action est souvent fondée sur le fait que le processus biologique impacté est spécifique aux organismes visés (ex. : blocage de la production d'une enzyme qui intervient dans des processus vitaux pour l'espèce ciblée, mais qui n'existe pas chez les autres). Cette spécificité, considérée généralement lors de l'autorisation de mise sur le marché sur des bases théoriques, est toutefois souvent contredite

par des observations ultérieures, soit parce que de nombreux processus et mécanismes physiologiques sont communs aux organismes vivants, soit parce que l'effet ciblé et testé s'accompagne d'autres effets directs non suspectés initialement et non testés lors de l'évaluation (ex. : toxicité pour les oiseaux et les organismes du sol des néonicotinoïdes ciblant le système nerveux de certains insectes, effet perturbateur endocrinien des organochlorés ciblant la transmission du signal nerveux), auxquels s'ajoutent les effets indirects mentionnés précédemment.

Effets ciblés, non ciblés ou non intentionnels

La notion d'organisme ciblé ou d'effet ciblé n'est pas une caractéristique propre à l'organisme ou à l'effet considéré, mais dépend de l'intentionnalité de l'utilisateur. Ainsi, cette distinction peut ne pas être liée à une espèce mais à l'endroit où elle se trouve. Par exemple, une adventice considérée comme nuisible au sein de la parcelle cultivée peut être une espèce non ciblée ailleurs (ex. : en bordure). L'effet ciblé est également parfois appelé « mode d'action » de la substance, mais celle-ci peut avoir d'autres effets qui ne sont pas souhaités *a priori* et/ou pas connus.

La notion d'effet non ciblé ou non intentionnel recouvre des effets directs (effet ciblé ou autre effet sur des organismes non ciblés) comme des effets indirects (effets non intentionnels sur les populations et communautés impactées suite à des effets directs ciblés ou non ciblés). Des effets non ciblés sont ainsi mis en évidence, en particulier pour les espèces proches des organismes ciblés (ex. : insectes non ciblés pour les insecticides, plantes non ciblées ou algues pour les herbicides). Mais ils sont aussi de plus en plus mis en évidence pour des taxons plus éloignés, soit par exposition directe, soit par ingestion de proies contaminées, soit par l'intermédiaire de transformations de la ressource alimentaire et/ou de l'habitat.

Seuils d'effet

Aux échelles individuelle et populationnelle, les effets sont le plus souvent mis en évidence par des études « dose-réponse » au laboratoire. Des organismes modèles sont exposés à des doses ou à des concentrations croissantes de PPP pendant un temps donné afin de caractériser la réponse sur la base d'un paramètre quantitatif (mortalité par exemple). L'expression de la relation entre l'exposition et l'effet est caractérisée par des valeurs telles que la concentration létale tuant 50 % du lot d'individus exposés (CL50), la concentration efficace réduisant de 50 % une propriété biologique donnée (CE50 ; par exemple mobilité ou taux de croissance d'une population de microorganismes) ou encore la plus forte concentration testée pour laquelle aucun effet n'a été observé dans un test de toxicité chronique (*no observed effect concentration*, ou NOEC). Certains rapports peuvent être calculés, comme le rapport toxicité/exposition (TER), le quotient de risque (QR) ou encore les unités toxiques (UT), basées le plus souvent sur la CE50 déterminée pour le crustacé d'eau douce *Daphnia magna*. Il est ainsi possible de déterminer des valeurs seuils pour aider à l'interprétation des résultats et mettre en évidence, ou pas, un effet. Cependant, la portée de ces résultats est dépendante des choix faits dans

la conception de l'étude : espèces testées (dans quelle mesure sont-elles représentatives, les effets constatés sur une espèce sont-ils transposables à une autre ?), modalités d'exposition (substance seule ou en mélange, exposition unique ou répétée, ponctuelle ou chronique ?), type d'effet observé (ex. : critère d'état physiologique, dynamique de population, sur quelle durée, effet réversible ou non).

À l'échelle des communautés, la concentration prédite ou observée est mise au regard de normes telles que les NQE (normes de qualité environnementale de la DCE), la HC5 (*hazardous concentration* pour 5 % des espèces), l'ERL (*environmental risk limit*). La diversité d'une communauté peut être prise en compte, notamment à l'aide de la distribution de sensibilité des espèces (SSD), qui permet le calcul de fractions potentiellement affectées (PAF) au sein d'une communauté d'espèces.

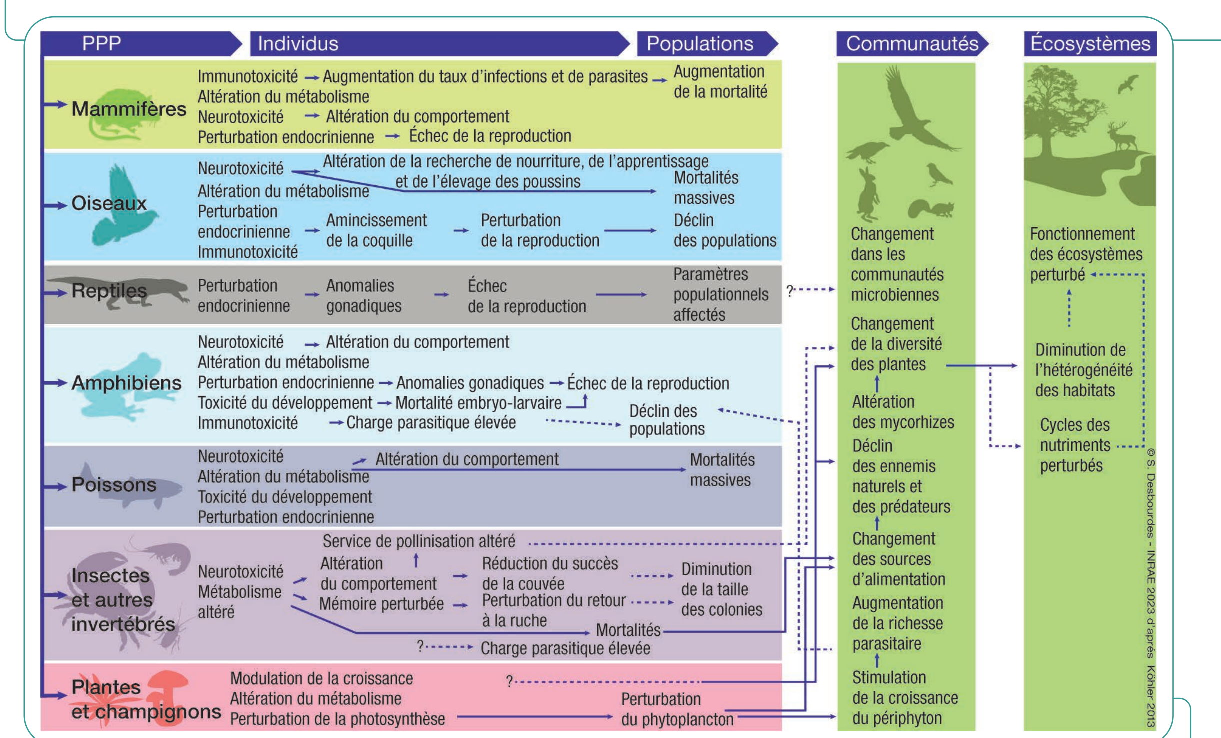
Ces indices de toxicité constituent une base fondamentale pour la mise en évidence des effets. Des observations complémentaires sont toutefois nécessaires pour tenir compte du contexte d'exposition (ex. : modalités réelles d'application des PPP, contexte paysager, climatique) et de la représentativité des espèces, non pas en termes de physiologie, mais en termes de caractéristiques et de rôle écologique rassemblés sous la notion de traits biologiques et fonctionnels (ex. : mobilité, régime alimentaire) et de guilde (organismes présentant des traits similaires).

Effets sur l'état de la biodiversité et ses évolutions

Les impacts de l'utilisation des PPP sur la biodiversité sont aujourd'hui largement reconnus en Europe (Geiger *et al.*, 2010 ; Bruhl et Zaller, 2019) et plus globalement à l'échelle mondiale (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019 ; Sanchez-Bayo, 2021). Les effets sur l'état de la biodiversité sont analysés généralement par groupe d'organismes, niveau d'organisation et milieu. La figure 11, élaborée en 2013 par Köhler et Triebskorn (2013), constitue un exemple d'illustration des connaissances disponibles sur la dynamique de propagation des effets sur un large éventail d'espèces, à différents niveaux d'organisation, considérant les effets directs et leurs conséquences indirectes sur la cinétique des populations. Les nombreuses inconnues qui subsistent sont également signalées.

Dans le cadre de l'ESCo, le corpus bibliographique analysé montre que, selon le type de substances et les conditions d'exposition, des effets sont observés dans la quasi-totalité des groupes biologiques étudiés. Il est en revanche plus difficile d'évaluer les conséquences qui en résultent dans les différents milieux sur la dynamique des populations et la structure des communautés et donc, de manière plus générale, sur la biodiversité. Afin de dégager les principaux enseignements tirés de ces travaux, une distinction est ici proposée pour rassembler, dans une première partie, les groupes biologiques pour lesquels les résultats montrent de manière convergente une implication majeure des PPP dans le déclin des populations. Dans une seconde partie sont rassemblés les résultats conduisant à suspecter un lien entre l'utilisation des PPP et les dynamiques de population observées.

Figure 11. Effets des PPP aux différents niveaux d'organisation biologique (traduit d'après Köhler et Triebskorn, 2013).



Les flèches pleines représentent les effets connus et étayés par des preuves, et les flèches en pointillés représentent les interactions plausibles entre effets. Les recherches restent à développer là où des interactions plausibles ne sont pas documentées.

Implication majeure des PPP dans le déclin de certains groupes taxonomiques

Invertébrés terrestres et aquatiques

Le groupe des invertébrés désigne un ensemble particulièrement diversifié et abondant d'espèces, dont les dynamiques d'évolution sont d'autant plus difficiles à documenter. Ils sont de ce fait largement sous-représentés dans les travaux réalisés par l'UICN sur les espèces menacées (les espèces d'invertébrés dotées d'un statut UICN ne représentent que 2 % des espèces décrites, contre 67 % pour les vertébrés). Pour autant, le déclin massif de l'abondance des invertébrés depuis une cinquantaine d'années est reconnu à l'échelle mondiale. Pour les invertébrés terrestres, les revues les plus récentes de la littérature scientifique font état d'une dynamique de déclin mise en évidence pour 44 % des espèces en Europe (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Dans les milieux d'eau douce en France hexagonale, les données de l'UICN montrent par exemple que 28 % des espèces de crustacés d'eau douce et 22 % des insectes de l'ordre des éphémères sont menacés de disparition. Dans le cas des mollusques terrestres et d'eau douce, 11 % des espèces sont menacés.

Figure 12. Voies d'exposition des invertébrés terrestres aux PPP (représentés par des points rouges) dans les espaces agricoles.







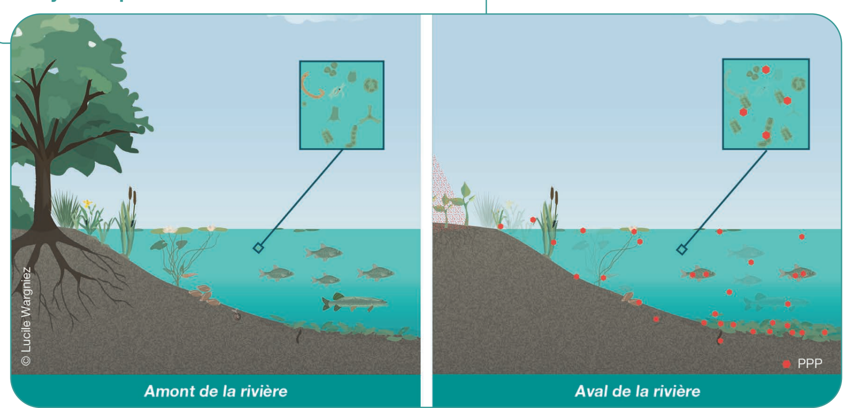
L'impact des PPP est particulièrement documenté en ce qui concerne les invertébrés terrestres. Par exemple, d'après Sanchez-Bayo et Wyckhuys (2019), la pollution chimique, dont celle par les PPP, constitue la deuxième cause la plus importante du déclin des populations d'insectes, derrière la perte des habitats due notamment à l'urbanisation et à l'agriculture intensive (et qui résulte dans certains cas de l'utilisation des PPP). La baisse de la diversité des invertébrés terrestres liée à l'utilisation des PPP (figure 12) est principalement avérée dans les espaces agricoles où des effets sont observés au niveau des abondances et de la richesse spécifique.

Dans les écosystèmes terrestres, tous les taxons sont affectés, mais les lépidoptères (papillons), les hyménoptères (ex. : abeilles, bourdons, fourmis) et les coléoptères (ex. : coccinelles, carabes) sont les plus touchés (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Parmi les PPP, les insecticides sont les principaux responsables des effets directs qui s'exercent sur ces organismes.

Une des conséquences de l'utilisation massive d'insecticides se traduit par une diminution de l'abondance des ennemis naturels des ravageurs des cultures. Leur abondance est ainsi plus faible dans les zones en agriculture conventionnelle, et dans une moindre mesure en agriculture raisonnée, par comparaison à ce qui est observé dans les zones en agriculture biologique. Aux effets directs s'ajoutent des effets indirects, qui découlent principalement des impacts des herbicides sur la diversité et la biomasse des plantes et leurs conséquences sur les habitats et les ressources trophiques des invertébrés terrestres (voir pour illustration figure 19, p. 115).

Dans les milieux agricoles, des effets marqués des PPP sur la biodiversité des macro-invertébrés peuplant les cours d'eau sont également observés, comme l'illustre la figure 13. Ils se traduisent par la disparition d'une partie des espèces ou la diminution de leur abondance en aval des zones cultivées, avec des conséquences par exemple sur la décomposition de la litière végétale, qui peut alors être fortement, voire totalement, inhibée. Ainsi, à l'échelle européenne, il est estimé que les contaminations en PPP induisent des pertes allant jusqu'à 40 % de la richesse spécifique (ou nombre d'espèces) des macro-invertébrés de rivière (Beketov *et al.*, 2013).

Figure 13. Présence de PPP dans les rivières et dynamique amont-aval de leurs effets.



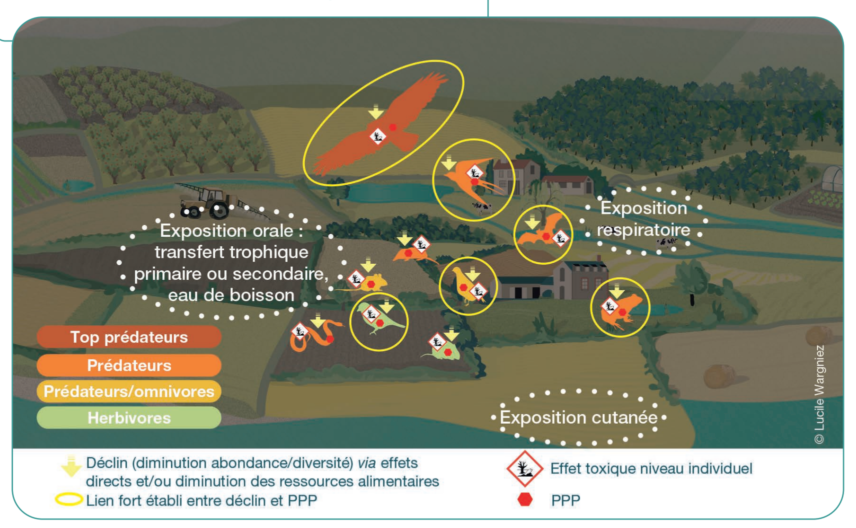
Les impacts sur la diversité des invertébrés terrestres et aquatiques sont principalement documentés en ce qui concerne les insecticides, les néonicotinoïdes et les pyréthrinoïdes apparaissant comme les familles de molécules encore utilisées les plus préoccupantes. Les insecticides sont notamment incriminés comme responsables de la mauvaise qualité écologique de 30 % des petits cours d'eau européens, engendrant un risque important pour les macro-invertébrés aquatiques (Kattwinkel *et al.*, 2011). Les herbicides contribuent également au déclin de ces macro-invertébrés, *via* des effets indirects du fait de leur impact sur les habitats et la ressource alimentaire que représentent pour ces organismes les macrophytes et les autres espèces végétales.

Oiseaux et chiroptères

La liste rouge de l'UICN établie sur la base de données de 2016 indique que sur les 284 espèces d'oiseaux qui se reproduisent sur le territoire hexagonal, 92 sont menacées, ce qui représente une aggravation de la situation par rapport à 2008 (augmentation de 26 % à 32 % d'espèces menacées). Cette détérioration est en outre supérieure à celle observée à l'échelle mondiale, à laquelle 12 % des espèces sont menacées[17]. Les PPP sont identifiés comme l'un des facteurs majeurs du déclin de l'abondance et de la diversité des oiseaux en milieu agricole, en interaction avec l'homogénéisation des paysages et l'intensification des systèmes agricoles. L'indicateur d'abondance relative des populations d'oiseaux en fonction de leur milieu de spécialisation, calculé par le STOC (Suivi temporel des oiseaux communs), indique un déclin en milieu agricole de 29,5 % de cet indicateur entre 1990 et 2020, contre 27,6 % en milieux bâtis, 9,7 % en milieux forestiers, et une progression de 19,4 % pour les oiseaux généralistes[18]. Selon les espèces d'oiseaux et leur régime alimentaire, l'impact des PPP résulte principalement soit d'un effet direct (ex. : ingestion par des oiseaux granivores de semences traitées ou consommation de proies contaminées aux PPP), soit d'un effet indirect (ex. : diminution de la ressource alimentaire suite au déclin des proies ; figure 14).



Figure 14. Effets des PPP sur les vertébrés terrestres dans les espaces agricoles.



17. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/09/Liste-rouge-Oiseaux-de-France-metropolitaine.pdf (consulté le 9/01/2023).
18. https://www.vigienature.fr/sites/vigienature/files/atoms/files/syntheseoiseauxcommuns2020_final.pdf (consulté le 9/01/2023).

Les réseaux de phytopharmacovigilance de différents pays européens (incluant par exemple la France, l'Angleterre et l'Espagne) révèlent de très nombreux cas d'empoisonnement d'oiseaux par les PPP à proximité des agrosystèmes. Les oiseaux granivores constituent, depuis le début des années 2000, la majorité des cas d'empoisonnements directs, à la suite de l'ingestion de graines enrobées avec des insecticides néonicotinoïdes (surtout l'imidaclopride), plus rarement d'autres molécules comme des fongicides. Différentes cultures sont concernées en Europe par l'application de ces substances (blé, orge, maïs, colza, tournesol, pois, lin, soja), ce qui induit une exposition potentielle d'un grand nombre d'espèces, mais les semis d'automne sont identifiés comme étant plus à risque en termes de mortalité induite par les néonicotinoïdes. Parmi les explications possibles est notamment mentionné le fait que la majorité des oiseaux omnivores axent leur régime alimentaire sur des graines à cette période. L'exposition par la voie trophique chez les oiseaux insectivores a été démontrée récemment pour des martinets en Suisse sur la base d'analyses multi-résidus de bols alimentaires de jeunes au nid, suggérant l'existence possible d'impacts liés à la consommation de proies contaminées (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021).

Pour les oiseaux insectivores, l'impact des PPP s'exprime principalement de manière indirecte, à travers le déclin de la ressource alimentaire. Plusieurs études ont ainsi démontré en Europe une relation entre les usages de PPP et le déclin concomitant des communautés d'insectes et des populations d'oiseaux. Par exemple, en diminuant la ressource alimentaire en arthropodes, les insecticides appliqués en période de reproduction ont été identifiés comme un des facteurs diminuant les performances de reproduction du Bruant proyer (*Miliaria calandra*) et du Bruant jaune (*Emberiza citrinella*) (Brickle *et al.*, 2000 ; Boatman *et al.*, 2004 ; Hart *et al.*, 2006). En ce qui concerne plus spécifiquement certaines familles de molécules, une revue de la littérature a souligné le rôle probablement important des effets indirects des néonicotinoïdes et du fipronil, *via* la réduction de l'approvisionnement alimentaire des oiseaux en grandes cultures (Gibbons *et al.*, 2015).

Les néonicotinoïdes sont donc particulièrement mis en cause dans le déclin des oiseaux granivores et insectivores. Ces observations sont étayées par la mise en évidence dans la littérature scientifique de corrélations négatives entre l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs et l'usage de néonicotinoïdes (Lennon *et al.*, 2019) ou les niveaux de concentration de ces substances dans les eaux de surface (Hallmann *et al.*, 2014). Tout en prenant en compte d'autres facteurs associés à l'intensification agricole (changement d'usage des terres, surface cultivée, fertilisants), l'influence significative des concentrations d'imidaclopride sur le déclin de six espèces d'oiseaux sur quinze étudiées (c'est-à-dire Alouette des champs, Hirondelle rustique, Bergeronnette printanière, Étourneau sansonnet, Fauvette grisette, Grive draine) a ainsi été démontrée aux Pays-Bas (Hallmann *et al.*, 2014). De plus, la perturbation de l'efficacité du vol et de l'orientation est apparue comme un critère sensible et pertinent d'exposition et d'effet sublétal des néonicotinoïdes chez les oiseaux migrateurs. Ces effets sublétaux pourraient conduire à l'altération du succès de la migration des oiseaux qui utilisent les milieux agricoles comme halte migratoire.

En ce qui concerne les chiroptères, la littérature suggère de manière plus générale un impact négatif des PPP organophosphorés/carbamates (comme le chlorpyrifos) et organochlorés

(DDT et lindane) désormais interdits, et des pyréthrinoïdes (utilisés à la fois en agriculture et pour le traitement du bois) sur les dynamiques des populations et la diversité des chauves-souris, qui ont subi de lourds déclins depuis le milieu du XXe siècle. Sur les 34 espèces de chauves-souris présentes en France, 8 sont aujourd'hui classées comme étant menacées par l'UICN et 8 autres comme étant quasi menacées[19]. Les PPP sont identifiés parmi les causes potentielles de ce déclin, mais les connaissances sont trop lacunaires à ce jour pour caractériser les impacts populationnels des substances actuellement utilisées. Cependant, comme pour les oiseaux, une altération des déplacements a été observée chez une espèce de chauve-souris asiatique (*Hipposideros terasensis*) suite à une exposition répétée à l'imidaclopride. À notre connaissance, aucune donnée publiée à ce jour ne permet de confirmer *in situ* l'existence de tels effets sur les populations de chiroptères, mais une étude récente vient conforter ces données comportementales et suggère que l'altération de leur système d'orientation par écholocation suite à leur exposition à ce type d'insecticide affecte probablement leurs déplacements et leurs activités de chasse (Wu *et al.*, 2020).

Pour les rapaces, la mortalité liée, d'une part, à des empoisonnements volontaires et illégaux par les insecticides anticholinestérasiques (appliqués sur des appâts carnés) et, d'autre part, à la consommation de proies contaminées suite à l'application de rodenticides anticoagulants est particulièrement documentée. Signalés partout dans le monde, ces cas d'empoisonnements sont associés à des mortalités qui peuvent impliquer de quelques individus à plusieurs centaines, les espèces concernées étant le plus souvent des rapaces charognards. En France, les conséquences des empoisonnements volontaires aux anticholinestérasiques ont ainsi été rapportées pour plusieurs espèces de vautours et pour le Milan royal (Berny et Gaillet, 2008 ; Berny *et al.*, 2015). Pour ce dernier, dans des contextes comparables à celui de la France, les déclins de populations liés à ces pratiques illégales ont été estimés en Espagne entre 20 et 40 % (Mateo-Tomas *et al.*, 2020). Il est difficile de définir une tendance sur l'évolution de ces pratiques depuis le début du XXIe siècle, mais plusieurs articles répertoriant des cas récents ont été publiés ces dernières années, ce qui montre que ces pratiques restent un problème d'actualité à l'échelle nationale et mondiale. Dans différents contextes, l'usage agricole des rodenticides anticoagulants a également entraîné des intoxications secondaires et létales de rapaces dans différentes régions du monde, incluant la France hexagonale (Berny et Gaillet, 2008 ; Coeurdassier *et al.*, 2012 ; 2014a ; 2014b) et l'île de la Réunion (Coeurdassier *et al.*, 2019). Si ces exemples démontrent clairement que les rapaces sont vulnérables aux PPP, les connaissances concernant les niveaux d'exposition de ces oiseaux aux substances actuellement utilisées et les effets qui en découlent sur leurs populations sont à ce jour quasi inexistantes.

Amphibiens

Les amphibiens font partie des groupes taxonomiques les plus touchés par la réduction massive de biodiversité actuelle à l'échelle planétaire (Ockleford *et al.*, 2018). D'après la liste

19. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2017/11/liste-rouge-mammiferes-de-france-metropolitaine.pdf (consulté le 9/01/2023).

rouge de l'UICN pour la France, 8 espèces d'amphibiens sur 35 sont menacées sur le territoire hexagonal, et la tendance d'évolution des populations est au déclin pour 60 % des amphibiens[20]. Différents facteurs responsables de ces déclins ont été identifiés, parmi lesquels la destruction d'habitats, l'évolution des conditions en lien avec le changement climatique, les pathogènes et l'introduction d'espèces envahissantes, mais également les PPP. Les déclins des populations d'amphibiens ont notamment été mis en relation avec des prévalences importantes de maladies, dont certaines pourraient être favorisées par l'exposition aux PPP du fait d'effets toxiques directs d'ordre immunotoxique ou perturbateur endocrinien, ainsi que d'effets indirects *via* les modifications des dynamiques des pathogènes ou des parasites et de leurs différents vecteurs et hôtes. Des épisodes de mortalité, des problèmes de développement et des échecs de reproduction suite à l'exposition à des PPP, y compris à de faibles doses et pour des substances actuellement utilisées, ont également été évoqués.

Cependant, dans leur revue sur le sujet, Mann *et al.* (2009) rapportent les difficultés (qui persistent encore à ce jour) à établir des liens clairs entre déclin de populations d'amphibiens et effets toxiques des PPP, du fait notamment des nombreux facteurs de confusion (ex. : facteurs climatiques, évolution constante des milieux, modifications de l'usage des terres et des pratiques) qui rendent difficile l'établissement de liens de causes à effets robustes. De plus, dans le cas des amphibiens, cette démarche est rendue encore plus complexe par le fait que l'exposition concerne à la fois le milieu aquatique et terrestre et qu'il est très difficile de quantifier la part des effets des PPP liés à une exposition strictement aquatique, strictement terrestre, ou mixte (Ockleford *et al.*, 2018).

Impact des PPP sur d'autres groupes taxonomiques

Producteurs primaires et microorganismes hétérotrophes

Les connaissances concernant les effets de la contamination des milieux terrestres et aquatiques par les PPP sur la biodiversité des producteurs primaires et des microorganismes hétérotrophes sont assez fragmentaires et elles s'appuient principalement sur des études expérimentales en conditions contrôlées, ce qui rend difficile leur généralisation. Cependant, certains constats peuvent être établis sur la base de l'analyse de la littérature.

Du fait de leurs modes d'action phytotoxiques, les herbicides, et en particulier les inhibiteurs de la photosynthèse, dont la plupart ne sont plus utilisés à ce jour en France (et plus généralement en Europe), apparaissent comme les substances les plus nocives pour la biomasse et la diversité des plantes supérieures, mais aussi des lichens, des microalgues et des cyanobactéries terrestres et aquatiques. Rémanents en milieu marin, ils contribuent également à la dégradation des récifs coralliens et des mangroves par des effets directs et indirects. Soulignons toutefois qu'il existe un déficit de connaissances concernant les effets des PPP sur la diversité des organismes phototrophes marins par rapport à ceux d'eau douce.

20. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2015/09/Liste_rouge_France_Reptiles_et_Amphibiens_de_metropole.pdf (consulté le 9/01/2023).



Des effets d'autres herbicides que les inhibiteurs de la photosynthèse ont été mis en évidence sur les plantes supérieures à des concentrations largement inférieures à la dose homologuée au champ. Du fait de l'impact des herbicides sur les communautés végétales non ciblées, la gestion des espèces végétales envahissantes par ce type de PPP est aujourd'hui fortement remise en cause, car elle peut induire la fragilisation ou l'élimination de certaines espèces endogènes, favorisant ainsi de manière contre-productive l'espèce envahissante visée.

Concernant les communautés microbiennes phototrophes, l'impact des herbicides sur leur structure et leur diversité a notamment été démontré *in situ* dans différents écosystèmes terrestres et aquatiques contaminés, à partir de l'approche PICT. Celle-ci a ainsi permis de mettre en évidence, d'une part, le remplacement au sein de communautés microbiennes naturelles des espèces les plus sensibles à certains herbicides (en particulier de la famille des triazines et des phénylurées) par des espèces plus tolérantes à ces substances, mais aussi, d'autre part, un retour de sensibilité lorsque la pression toxique diminue. Cette perte de tolérance peut être favorisée par la migration d'espèces sensibles vers l'aval, depuis les zones amont moins exposées, soulignant ainsi l'importance du maintien de zones refuges et de la connectivité entre habitats mentionnés précédemment (voir section « Remédiation »).

Outre les herbicides, le cuivre est également une substance préoccupante, en particulier vis-à-vis de la biodiversité des microorganismes phototrophes et hétérotrophes qui peut être affectée par des expositions chroniques à des concentrations de l'ordre de celles rencontrées dans l'environnement. L'approche PICT a aussi été utilisée avec succès pour démontrer les effets du cuivre sur ces microorganismes dans les sols et dans les milieux aquatiques, incluant la matrice sédimentaire. De manière plus générale, ce sont les fongicides (en particulier les inhibiteurs de la biosynthèse des stérols, les strobilurines et le cuivre) qui présentent le plus d'effet sur les communautés microbiennes hétérotrophes dans les sols et les milieux aquatiques. *In situ*, les effets les plus marqués sont observés sur les communautés fongiques aquatiques (hyphomycètes) impliquées dans la dégradation des litières végétales.

Vertébrés terrestres et aquatiques

Si de nombreuses études attestent de l'exposition des vertébrés terrestres et aquatiques aux PPP et de leur contamination par un large éventail de substances, les effets qui en découlent à l'échelle populationnelle (voire dans certains cas individuelle) restent très largement méconnus (sauf pour les oiseaux et, dans une moindre mesure, les chauves-souris et les amphibiens ; voir section « Effets spécifiques des PPP »). Le rôle des PPP sur le déclin des reptiles est suspecté (Ockleford *et al.*, 2018), mais à ce jour les résultats scientifiques restent trop lacunaires pour pouvoir l'établir.

Pour les autres vertébrés, le manque de connaissance ne permet pas de statuer sur les effets des PPP au niveau populationnel. Celui-ci s'explique soit du fait de la difficulté de réalisation des études (ex. : cas des mammifères marins et de la mégafaune terrestre), soit parce que la grande majorité des études écotoxicologiques des effets des PPP est basée sur des expositions réalisées en conditions contrôlées associées à des mesures de réponses aux échelles individuelle et infra-organisme. Cela rend donc difficile la transposition des résultats à l'échelle des populations dans les écosystèmes contaminés. Ainsi,

s'il est possible de conclure que certaines de ces substances peuvent induire des effets sur les espèces exposées en conditions expérimentales, leur potentiel à affecter les individus et les populations en milieu naturel reste généralement à démontrer.

Conséquences sur les fonctions écosystémiques

L'analyse du corpus bibliographique a mis en évidence que les effets des PPP sur les fonctions écosystémiques sont généralement essentiellement abordés au travers des activités biologiques et des processus écologiques dans lesquels sont impliqués les organismes impactés. Mettre en évidence les conséquences qui en découlent sur le fonctionnement des écosystèmes implique de prendre en considération les relations entre l'état de la biodiversité et ses fonctionnalités. Il s'agit notamment d'intégrer l'importance relative des différents processus qui soutiennent ces fonctions, et aussi le fait que certains états constitutifs des écosystèmes qui déterminent leurs fonctionnalités ne dépendent pas de la biodiversité.

Les fonctions écosystémiques sont plus rarement choisies comme objet d'analyse en tant que tel, et sont abordées le cas échéant avec des concepts et un vocabulaire qui peuvent être spécifiques des types d'organismes et des milieux considérés. Pour réaliser un état des lieux des connaissances qui couvre et structure cette diversité, une classification de ces fonctions a été établie dans le cadre de l'ESCo (tableau 2), en lien avec les processus écologiques qui sont mobilisés dans l'évaluation des impacts des PPP sur les écosystèmes et en s'inspirant de classifications préalablement proposées dans la littérature.

C'est sur la base de cette classification que les résultats qui documentent les impacts des PPP sur les fonctions écosystémiques sont ensuite rassemblés.

Relations entre effets sur la biodiversité et fonctions écosystémiques

Certaines caractéristiques des écosystèmes, qui déterminent leurs fonctionnalités, ne dépendent pas de la biodiversité, par exemple les caractéristiques géologiques et climatiques. Pour autant, l'augmentation de la richesse spécifique et de l'abondance des populations s'accompagne généralement d'une augmentation de la diversité fonctionnelle. Les effets des PPP sur les organismes et les communautés ont ainsi des répercussions sur les processus écologiques dans lesquels ces derniers sont impliqués, et sur les fonctions écosystémiques que ces processus soutiennent.

La figure 15 illustre les liens entre les utilisations de PPP, l'état de la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques. Cette figure montre notamment l'importance de la prise en compte du rôle fonctionnel des espèces impactées par les effets des PPP, du degré de redondance fonctionnelle, c'est-à-dire de substituabilité entre espèces impactées et non impactées pour remplir la même fonction, et des interactions entre espèces. Par ailleurs, certains PPP sont conçus pour cibler spécifiquement

des groupes biologiques qui contribuent directement à certains processus écologiques, par exemple les herbicides inhibiteurs du photosystème (comme les triazines et les phénylurées) qui affectent directement la photosynthèse et la production primaire (Black, 2018). Ces effets fonctionnels ciblés peuvent fortement influencer les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes par le biais de mécanismes de rétroaction, depuis les processus écologiques et les fonctions des écosystèmes vers la biodiversité. Ces rétroactions sont peu étudiées et restent relativement méconnues (Duncan *et al.*, 2015 ; Grace *et al.*, 2016 ; Qiu *et al.*, 2018 ; van der Plas, 2019).

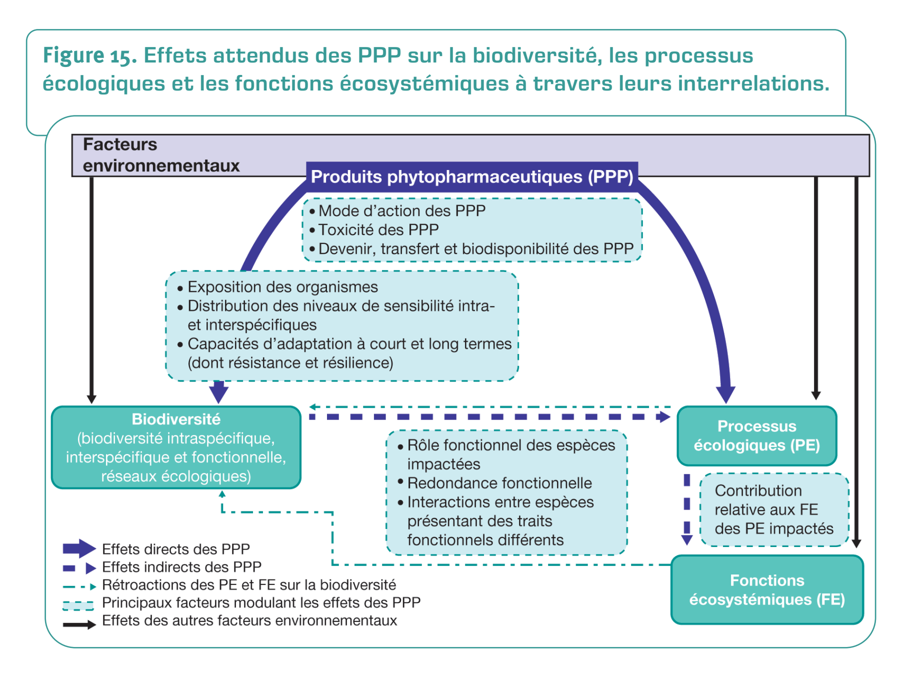
Tableau 2. Classification proposée dans le cadre de l'ESCo des fonctions écosystémiques potentiellement touchées par les PPP.

	Fonctions écosystémiques	Définitions	Exemples de paramètres fonctionnels utilisés en écotoxicologie
F1	Régulation des échanges gazeux	Production et consommation de gaz et régulation des échanges gazeux entre les différents compartiments de l'environnement	Photosynthèse, respiration, méthanogenèse, dénitrification, fixation de l'azote, évapotranspiration
F2	Dissipation des contaminants dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Filtration, tampon, séquestration et dégradation des contaminants et des déchets chimiques et biologiques	Potentiel de biodégradation et de phytodégradation, activités enzymatiques potentielles, production d'exopolysaccharides
F3	Résistance aux perturbations	Atténuation des perturbations environnementales (canicules, incendies, tempêtes, inondations, coulées de boue, avalanches) et anthropiques (pollution) et capacité à y résister	Biomasse de la végétation terrestre en surface (couverture) et souterraine (systèmes racinaires), biomasse des structures biologiques aquatiques (ex. : récifs coralliens, herbiers marins, végétation de mangrove), production de pigments, production d'exopolysaccharides et de mucilages
F4	Rétention d'eau dans les sols et les sédiments	Rétention et stockage de l'eau dans le sol et les sédiments pour préserver les ressources en eau douce	Bioturbation des sols et des sédiments, production d'exopolysaccharides et de mucilages, architecture des racines
F5	Régulation des flux d'eau	Régulation du ruissellement et des rejets d'eau	Bioturbation des sols et des sédiments, production d'exopolysaccharides et de mucilages, architecture des racines
F6	Albédo	Modulation par la végétation du pouvoir réfléchissant des surfaces	Biomasse et couverture végétale, biomasse des macroalgues et du phytoplancton, production de pigments
F7	Production et apport de matière organique dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Production et dispersion de la biomasse et de la matière organique qui peuvent servir de sources d'énergie dans les réseaux trophiques	Production primaire, production secondaire

Tableau 2. (suite)

	Fonctions écosystémiques	Définitions	Exemples de paramètres fonctionnels utilisés en écotoxicologie
F8	Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Décomposition de la matière organique ; transport, stockage et recyclage des nutriments	Méthanogenèse, nitrification, dénitrification, activités enzymatiques, décomposition de la matière organique particulaire
F9	Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments	Rôle du biote dans la formation et le maintien de la structure des sols et des sédiments (y compris sur les rivages et les côtes)	Bioturbation des sols et des sédiments, biomasse de la végétation terrestre en surface (couverture) et souterraine (systèmes racinaires et mucilage), biomasse aquatique (ex. : récifs coralliens, herbiers marins, végétation de mangrove), production de filaments microbiens et d'exopolysaccharides
F10	Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Rôle du biote dans l'émission et le déplacement des propagules (y compris les gamètes floraux et les graines, les spores aquatiques dont marines, les œufs et les larves)	Reproduction sexuée (ex. : pollinisation) et végétative des plantes, production de spores (dont akinètes), transport de propagules par des organismes terrestres et aquatiques
F11	Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Fourniture et préservation de la biodiversité et des interactions au sein des communautés biotiques pour maintenir le fonctionnement de l'écosystème, contenir l'impact des épidémies/efflorescences (ex. : en contrôlant les populations de ravageurs et de vecteurs de maladies potentiels), assurer la production et l'utilisation de matériaux naturels (les ressources biologiques et génétiques) qui peuvent être utilisés par les organismes pour leur santé, et contribuer à une diversité autoentretenue d'organismes développés au cours de l'évolution (et capables de continuer à changer)	Dynamique des populations et des communautés, interactions trophiques, concurrence, facilitation, parasitisme, symbiose, potentiel génétique, production de nutriments, d'hormones et de biocides
F12	Fourniture et maintien des habitats et biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Fourniture d'espaces vitaux appropriés aux communautés biologiques sauvages et aux espèces individuelles, notamment pour la reproduction et la nurserie, ainsi que des refuges et des corridors au sein et entre les écosystèmes naturels et semi-naturels (connectivité)	Bioturbation des sols et des sédiments, biomasse et diversité de la végétation terrestre en surface (couverture) et souterraine (systèmes racinaires et mucilage), structures biogéniques terrestres et aquatiques

Figure 15. Effets attendus des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques à travers leurs interrelations.



En outre, les relations mises en évidence entre état de la biodiversité et fonctions ont rarement un caractère linéaire. S'il peut être observé que l'abondance d'un groupe fonctionnel est favorable à la dynamique d'une fonction écologique (ex. : plus il y a de pollinisateurs, plus la pollinisation augmente), ce lien dépend aussi d'équilibres relatifs au contexte (au-delà d'un seuil, la surabondance de pollinisateurs par rapport à la ressource florale n'améliorera plus la pollinisation). Les fonctions reposent sur des équilibres, des optimums et des complémentarités, plus que sur des relations linéairement positives ou négatives avec l'abondance d'une espèce ou d'un groupe donné. Ainsi, la richesse spécifique ne suffit pas à garantir la résilience fonctionnelle d'un écosystème, dans la situation où certaines fonctions ne sont assurées que par des espèces qui sont négativement impactées par la pression exercée.

Impacts avérés sur les fonctions écosystémiques

Les connaissances disponibles dans la littérature permettent d'identifier des impacts de différents PPP sur la plupart des catégories de fonctions écosystémiques définies dans le tableau 2, que ce soit dans les milieux terrestres ou aquatiques. Certaines catégories de fonctions sont toutefois plus fréquemment étudiées, telles que la régulation des échanges gazeux (F1), la dissipation des contaminants (F2), la résistance aux perturbations (F3), la production de matière organique (F7), la régulation des cycles de nutriments

(F8), la dispersion de propagules (F10), la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques (F11) et la fourniture et le maintien des habitats et biotopes (F12).

Effets des PPP sur la régulation des échanges gazeux

Les effets des PPP sur la régulation des échanges gazeux (F1) sont principalement abordés à travers l'étude de trois processus écologiques, la photosynthèse, la fixation d'azote atmosphérique et la respiration aérobie, *via* des mesures d'activités potentielles ou réelles. Il s'agit de l'activité photosynthétique chez les différents producteurs primaires (incluant les microorganismes) contribuant à la consommation de CO_2, de l'activité nitrogénase chez les bactéries, les cyanobactéries et les plantes permettant la fixation de l'azote atmosphérique N_2, et de la consommation d'O_2 et/ou la production de CO_2 (mesurée principalement chez les microorganismes hétérotrophes) dans le cadre de la respiration aérobie.

Les herbicides sont clairement les PPP organiques qui ont le plus d'impact sur l'activité photosynthétique de l'ensemble des producteurs primaires et sur l'activité nitrogénase des plantes et des cyanobactéries. Cependant, les herbicides pour lesquels les effets les plus forts ont été démontrés, en particulier les inhibiteurs du photosystème II (ex. : triazines, urées substituées), sont désormais interdits d'usages phytopharmaceutiques, même s'ils sont encore bien présents dans l'environnement (voir section « Dynamiques de transfert et devenir des substances »). Par ailleurs, il est démontré que des concentrations environnementales de cuivre peuvent impacter négativement la régulation des échanges gazeux par les communautés microbiennes phototrophes et hétérotrophes, dans les milieux terrestres et aquatiques. Des effets du cuivre ont ainsi été relevés sur l'activité photosynthétique de microalgues et de cyanobactéries présentes dans les milieux aquatiques continentaux et marins, ainsi que sur l'activité nitrogénase de cyanobactéries et sur la respiration microbienne dans les sols et les milieux aquatiques, y compris dans le sédiment. Les effets du cuivre sont toutefois très variables suivant les propriétés du milieu et le niveau de sensibilité des communautés microbiennes, qui semblent posséder une grande capacité à s'adapter à ce toxique, augmentant ainsi leur niveau de tolérance et leur faculté de résilience.

Effets des PPP sur la dissipation des contaminants

Concernant la dissipation des contaminants (F2), il apparaît que la capacité de biodégradation de certains PPP par les communautés microbiennes terrestres et aquatiques peut être augmentée par des expositions prolongées et/ou répétées à ces substances. Cette augmentation témoigne d'une adaptation fonctionnelle qui traduit des remaniements structurels du fait de la sélection des microorganismes initialement dotés de capacités de biodégradation et/ou des transferts horizontaux de variants génétiques qui supportent ce processus microbien. Ce type d'adaptation fonctionnelle a pu être démontré avec différentes substances telles que des herbicides de la famille des phénylurées, des triazines ou des insecticides de la famille des carbamates. Il a été montré, dans le cas de l'atrazine, que cette capacité de dégradation pouvait être maintenue chez certaines populations bactériennes pendant plusieurs années en l'absence de traitement *via* la conservation des gènes de dégradation

(Yale *et al.*, 2017). Cependant, il est difficile à ce jour de quantifier l'influence *in natura* de cette activité de biodégradation sur l'atténuation des PPP dans les différentes matrices et d'évaluer ses conséquences sur la contamination des milieux par les produits de transformation, dont les concentrations et les effets écotoxicologiques sont méconnus. De plus, comme mentionné précédemment (voir section « Effets des cumuls de substances et effets des mélanges »), se pose la question du coût biologique d'une telle adaptation à l'échelle des communautés dans lesquelles les populations capables de dégrader les PPP se développent. Par ailleurs, ce type d'adaptation peut être inhibé par la présence d'autres PPP (ex. : impact de toxines Bt, Accinelli *et al.*, 2004, ou du cuivre, Dousset *et al.*, 2007, sur la dégradation du glyphosate) et elle est influencée par différents facteurs environnementaux tels que la température ou la présence de matière organique exogène.

Effets des PPP sur la résistance aux perturbations

Les effets des PPP sur la résistance aux perturbations (F3) sont relativement peu abordés dans la littérature. Cependant, les travaux considérant des perturbations associées au changement climatique (ex : augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, phénomènes de crues, acidification des océans) démontrent que celles-ci sont souvent sources d'une augmentation de la sensibilité des organismes (et de la vulnérabilité des populations) aux toxiques présents dans l'environnement (incluant les PPP) et, de leur côté, ces substances peuvent réduire la capacité des organismes à faire face aux conséquences du changement climatique. Par exemple, la très grande majorité des études ayant combiné une élévation de température et une exposition aux PPP ont montré une interaction synergique de ces facteurs. Par ailleurs, les effets sublétaux de PPP peuvent induire une réduction des capacités locomotrices, entraînant ainsi une augmentation de la vulnérabilité à la prédation (ex. : phénomène observé chez différents vertébrés suite à leur exposition à des PPP neurotoxiques tels que les organophosphorés et les carbamates, Lambert *et al.*, 2005) ou au changement climatique (ex. : diminution de la capacité d'expansion vers le nord chez la demoiselle *Coenagrion scitulum* exposée au stade larvaire à l'insecticide pyréthrinoïde esfenvalérate, Dinh *et al.*, 2016).

Effets des PPP sur la production de matière organique

La production de matière organique (F8) est assurée en grande partie par la production primaire carbonée réalisée par les organismes photosynthétiques, et plus particulièrement les végétaux et microorganismes possédant en commun la chlorophylle a. La quantité de carbone globalement fixée est du même ordre dans les écosystèmes continentaux (terrestres et aquatiques) et marins. Or les biomasses et le temps de renouvellement des producteurs primaires sont très différents entre milieux marins (renouvellement plus rapide) et milieux terrestres (biomasse plus importante). Comme attendu du fait du rôle écologique des producteurs primaires, les PPP qui impactent le plus ce type d'organismes par effets directs (ex. : herbicides, cuivre) sont ceux qui exercent l'impact le plus important sur la production de matière organique. L'impact de ces PPP sur ces organismes

diminue leur biomasse et modifie leur qualité nutritive, ce qui peut avoir des effets sur les niveaux trophiques supérieurs.

Effets des PPP sur la régulation des cycles de nutriments

La régulation des cycles de nutriments (F9) est fortement perturbée par les PPP, car de nombreuses substances inhibent les processus de dégradation de la matière organique dans les différentes matrices qui composent les milieux terrestres et aquatiques. La littérature rapporte principalement des effets sur la fragmentation de la matière organique particulaire (litières végétales), réalisée à la fois par les microorganismes (communautés fongiques et bactériennes) et les invertébrés. Les effets négatifs sur la décomposition microbienne de cette matière organique particulaire sont majoritairement constatés lors de l'application de fongicides, en particulier le tébuconazole, l'azoxystrobine, le chlorothalonil ou encore le cuivre. Rasmussen *et al.* (2012) ont ainsi mis en évidence une inhibition par les PPP de la décomposition microbienne de litières végétales dans des cours d'eau situés dans des bassins versants agricoles par comparaison à ceux situés en zones forestières, et ce malgré un possible effet positif des nutriments, issus des engrais utilisés en agriculture, sur ce processus de décomposition. L'activité de dégradation des litières végétales terrestres et aquatiques par les communautés d'invertébrés est aussi impactée par les PPP et d'autres substances toxiques. L'impact spécifique des PPP (incluant des herbicides, des fongicides et des insecticides) sur l'activité de dégradation des invertébrés a pu être illustré dans une étude menée sur différents cours d'eau en contexte agricole du sud-ouest de la France soumis à la pression PPP (Brosed *et al.*, 2016). En milieu aquatique comme en milieu terrestre, parmi les PPP, les insecticides mais aussi le cuivre sont les principaux responsables de l'inhibition de cette activité chez les invertébrés. Ainsi, une étude réalisée dans des cours d'eau allemands situés en zone viticole a montré que la contamination par le cuivre, issue de son usage fongicide, a un effet fort sur la dégradation de la litière (jusqu'à 100 % d'inhibition dans les sites les plus contaminés), effet potentiellement atténué par un remplacement d'espèces au sein des communautés de crustacés détritivores (Fernandez *et al.*, 2015). En milieu terrestre, Pearsons et Tooker (2021) ont montré que l'enrobage des semences par des néonicotinoïdes ou l'application d'un insecticide pyréthrinoïde affectaient significativement ce processus écologique, tandis que Martinez *et al.* (2016) ont mis en évidence que des concentrations sublétales de cuivre pouvaient avoir le même type d'effet.

Par ailleurs, les effets des PPP sur la régulation des cycles de nutriments, *via* la décomposition microbienne de matière organique dissoute, sont également beaucoup étudiés dans le sol et les milieux aquatiques continentaux (eau de surface et sédiment) à travers la mesure de différentes activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques (C, N, P, S). Il est très difficile de tirer des conclusions à ce sujet, car les réponses microbiennes observées sont généralement très variables (de l'inhibition à la stimulation) suivant le contexte environnemental et le niveau de temporalité considérés (voir par exemple la méta-analyse de Nguyen *et al.*, 2016, sur les effets du glyphosate dans les sols). On peut cependant observer un certain consensus concernant les effets

du cuivre, qui inhibe un large éventail d'activités microbiennes hétérotrophes impliquées dans les cycles biogéochimiques, tant dans les milieux terrestres qu'aquatiques.

Effets des PPP sur la dispersion des propagules

La dispersion des propagules (F10) est également affectée par les PPP dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. La très grande majorité des connaissances à ce sujet concerne la pollinisation, du fait notamment du rôle avéré des PPP dans le déclin des populations d'insectes, incluant les insectes pollinisateurs. Toutefois, il apparaît que relativement peu de travaux évaluent les effets des PPP sur le processus de pollinisation en lui-même, la majorité de la littérature se limitant à l'étude des pollinisateurs sans réellement mesurer leur activité de pollinisation (Uhl et Bruehl, 2019). Malgré cela, il a été démontré que l'exposition aux PPP, et notamment aux insecticides néonicotinoïdes, peut réduire la pollinisation dans différents contextes agricoles (ex. : pomiculture, Stanley *et al.*, 2015, ou viticulture, Brittain *et al.*, 2010). Plusieurs études réalisées dans différents types de cultures montrent également que les taux de visite des fleurs et l'intensité de la pollinisation sont plus élevés dans les systèmes en agriculture biologique que dans les systèmes conventionnels. Cependant, cela doit encore être étayé, l'impact des PPP sur la pollinisation pouvant être influencé par différents facteurs tels que les traits d'histoire de vie des insectes pollinisateurs et le degré de spécialisation des interactions entre plantes et insectes. Cet impact peut également être indirect (c'est-à-dire non lié à une toxicité directe sur les organismes pollinisateurs), en réponse par exemple au déclin de la diversité végétale ou à l'inhibition de la floraison des plantes supérieures induits par une exposition aux herbicides.

Par ailleurs, les PPP, et en particulier les fongicides, impactent également la sporulation des hyphomycètes dans les milieux aquatiques. L'inhibition de ce processus a ainsi été mise en évidence pour différents fongicides de synthèse incluant l'azoxystrobine et différentes substances azolées comme le tébuconazole et le clotrimazole, mais aussi pour le cuivre.

Effets des PPP sur la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques

En ce qui concerne la fonction F11, les effets des PPP sur la fourniture et le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres et aquatiques sont décrits en section « Effets sur l'état de la biodiversité et ses évolutions ». Au-delà de ces effets, la littérature met également en évidence un impact des PPP sur de nombreuses interactions biotiques dans ces écosystèmes. Celles-ci incluent les interactions entre les végétaux et les pollinisateurs, mais aussi entre les végétaux et les microorganismes symbiotiques associés à leurs racines et favorisant leur croissance, tels que les mycorhizes et les rhizobactéries fixatrices d'azote. Le plus souvent, les études à ce sujet portent uniquement sur les effets des PPP sur les microorganismes, sans appréhender les impacts sur les plantes. Bien que quelques résultats soient parfois contradictoires, les rares travaux qui abordent les effets des PPP sur les plantes à travers la réponse aux PPP des microorganismes symbiotiques associés aux racines montrent généralement un impact négatif de

ces substances, en particulier les fongicides à travers les mycorhizes, et les insecticides et fongicides (dont le cuivre) à travers les rhizobactéries. Dans les territoires ultramarins concernés, la contamination des récifs coralliens par plusieurs herbicides soulève également des questions, du fait que les coraux hermatypiques sont fortement dépendants de leur symbiose avec les zooxanthelles (dinoflagellés du genre *Symbiodinium*). Celles-ci présentent en effet une forte sensibilité à ces substances (en particulier aux inhibiteurs du photosystème II tels que les urées substituées et les dérivés de triazines anciennement utilisées et encore présentes dans ces milieux), avec des inhibitions partielles de leur activité photosynthétique à des concentrations dans l'eau de mer inférieures au µg/l.

Différents animaux terrestres et aquatiques peuvent également être impactés par les PPP consécutivement à des effets sur leur microbiote. Bien que cette thématique de recherche soit en fort développement, ces effets restent relativement peu étudiés. Des travaux récents ont cependant permis de mettre en évidence l'influence de divers PPP sur différents types de microbiotes. On peut citer par exemple la modification du microbiote des larves d'abeilles domestiques par l'herbicide glyphosate (Motta *et al.*, 2020 ; Castelli *et al.*, 2021) ou par les fongicides carboxamide et boscalid dans un contexte d'infection par le parasite *Nosema ceranae* (Paris *et al.*, 2020). Des cas de dysbiose ont aussi été décrits chez des oiseaux, des mammifères ou des amphibiens (stade adulte) exposés au glyphosate ou à l'insecticide trichlorfon. Deux revues récentes permettent une vision globale et détaillée des connaissances actuelles, très circonscrites à des animaux modèles de laboratoire (Chiu *et al.*, 2020 ; Syromyatnikov *et al.*, 2020).

En outre, plusieurs études suggèrent une augmentation de la vulnérabilité de certaines populations aux parasites ou aux agents pathogènes en réponse à une exposition à divers PPP (ex. : insecticides néonicotinoïdes pour l'abeille sauvage ou la chauve-souris ; insecticides organochlorés pour différentes espèces d'amphibiens ; herbicide glyphosate pour certains poissons ; différents PPP pour l'huître creuse du Pacifique). Des auteurs ont ainsi attribué l'augmentation des maladies bactériennes chez les oiseaux au cours des deux dernières décennies à une altération de l'immunité liée à l'exposition aux PPP, en particulier aux néonicotinoïdes. Les effets sublétaux de PPP peuvent également induire une réduction des capacités locomotrices entraînant une augmentation de la vulnérabilité à la prédation (ex. : phénomène observé chez différents vertébrés suite à leur exposition à des PPP neurotoxiques tels que les organophosphorés et les carbamates, Lambert *et al.*, 2005). Comme mentionné plus haut (section « Effets des cumuls de substances et effets des mélanges »), le coût de l'adaptation génétique aux PPP peut également se traduire par une plus grande vulnérabilité aux parasites.

Par ailleurs, plusieurs études se sont intéressées aux impacts des PPP sur les interactions biotiques en lien avec le service écosystémique de régulation naturelle des insectes ravageurs des cultures, mettant en évidence dans de nombreux cas un effet négatif sur les auxiliaires et/ou leur capacité à consommer des proies. Le phénomène de cascade trophique a également été suggéré concernant les rodenticides, avec à la clé un risque de perte du service de régulation biologique fourni par les prédateurs sur les ravageurs qui sont les cibles

des traitements. Dans ce contexte, l'utilisation des PPP pour maintenir de faibles densités de ravageurs diminuerait les populations de leurs prédateurs naturels, amenant les dynamiques de populations de ravageurs à être majoritairement régulées par l'usage des PPP du fait d'une diminution du service de régulation naturelle. De manière plus générale, les PPP peuvent modifier les interactions biotiques mises en jeu dans les relations de types *bottom-up* (régulées par les ressources) et *top-down* (régulées par les consommateurs), qui sont des relations dites « verticales », et dans les relations de compétition, dites « horizontales », même si ces dernières sont moins étudiées. Le type de régulation verticale (c'est-à-dire *bottom-up* ou *top-down*) mis en jeu dans la propagation des effets des PPP varie en fonction de la composition des réseaux trophiques et du type de PPP considéré (et de la sensibilité des organismes des différents niveaux trophiques). Des variations saisonnières peuvent ainsi être observées, selon les cycles de vie des organismes et les périodes d'usage des différents PPP.

Effets des PPP sur la fourniture et le maintien des habitats et des biotopes

En complément des interactions biotiques mentionnées précédemment, l'impact des PPP sur certains organismes peut se traduire par une modification des habitats et des biotopes (F12). Les impacts des herbicides sur la diversité et la biomasse des plantes non ciblées par les traitements (en particulier en période de floraison) peuvent notamment réduire les habitats des invertébrés terrestres. À titre d'exemple, ceci est particulièrement bien documenté pour le glyphosate. Des effets indirects néfastes de cet herbicide sont ainsi décrits sur différents invertébrés du fait d'une modification de leur habitat suite aux effets directs sur la végétation. Cette dernière inclut notamment des plantes hôtes spécifiques nécessaires à la reproduction et au développement de papillons, la canopée abritant différents invertébrés (ex. : aranéides, coléoptères, diptères) qui lui sont inféodés ou encore la végétation propice à l'implantation et à la survie de différentes araignées. Ce constat concerne également les milieux aquatiques, dans lesquels il a été démontré que les herbicides pouvaient exercer un effet indirect sur les invertébrés suite à une modification du biotope et de l'habitat découlant d'un effet direct sur les macrophytes. Concernant le milieu marin, de Caralt *et al.* (2020) suggèrent que les régressions d'herbiers à fucales (macroalgues brunes) observées en Méditerranée peuvent être partiellement attribuables aux contaminations de la zone côtière par les PPP (en particulier les herbicides et le cuivre). Ces herbiers jouent un rôle écologique majeur, notamment en matière de structuration de l'habitat, dans les écosystèmes benthiques de faible profondeur sur les côtes rocheuses méditerranéennes.

Innovations et perspectives pour l'évaluation des effets

L'augmentation progressive du nombre d'études réalisées en milieux naturels (ex. : approches épidémiologiques et d'écotoxicovigilance, suivi de populations et de communautés) et en conditions contrôlées (ex. : microcosmes et mésocosmes) en testant différents contextes environnementaux et scénarios d'exposition, a permis d'améliorer la

compréhension des effets directs et indirects des PPP, leur dynamique, ainsi que le rôle des interactions biotiques et de différents facteurs environnementaux sur ces effets. De plus, le développement de nouvelles approches de bioessais *in situ* (ex. : norme Afnor pour le suivi chez les gammares de l'activité enzymatique acétylcholinestérase, AChE ; Afnor, 2020) a contribué à améliorer la biosurveillance des effets écotoxicologiques, incluant ceux de certains PPP, y compris dans le cadre de démarches réglementaires.

Par ailleurs, le développement de nouvelles approches et techniques, associé à l'évolution de celles existantes, a permis de mettre en évidence des effets non détectés auparavant en raison de l'absence de méthodes adaptées ou de leur faible niveau de sensibilité. Ainsi, le développement de démarches telles que la prise en compte de la variabilité génétique intra- et interspécifique et ses évolutions, les tests multi-générations et le développement d'outils d'évaluation des modifications épigénétiques et des perturbations endocriniennes ont permis de faire progresser l'évaluation des effets chroniques sublétaux des PPP (y compris post-exposition, afin d'étudier la rémanence ou la résilience de ces effets). Les conséquences comportementales et fonctionnelles des effets des PPP (depuis l'échelle des individus jusqu'à celle des communautés) ont également fait l'objet d'une attention croissante par les scientifiques.

Cependant, pour l'ensemble de ces aspects, les connaissances restent très incomplètes et plusieurs perspectives de recherche ont été identifiées dans la littérature. Celles-ci visent notamment à mieux prendre en compte la complexité du contexte environnemental, à mieux caractériser les mécanismes d'effets (incluant les effets sublétaux et leurs conséquences évolutives), à évaluer le degré de spécificité des indicateurs existants pour renseigner les effets des PPP et à en développer de nouveaux, et enfin à mieux prendre en compte les fonctions écosystémiques. Ce dernier point vise, d'une part, à mieux appréhender les effets indirects des PPP qui se propagent à travers certaines de ces fonctions et, d'autre part, à mieux qualifier et quantifier les conséquences de la contamination des écosystèmes par les PPP sur leur fonctionnement écologique (pour contribuer notamment à mieux évaluer ces conséquences à l'échelle des services écosystémiques).

Complexité du contexte environnemental

Le déclin de la biodiversité est multi-causal du fait de la multiplicité des pressions (dégradation/perte des habitats, conséquences du changement climatique, pollutions chimiques multiples incluant celle par des mélanges de PPP, surexploitation des espèces, prolifération des maladies et des espèces envahissantes, etc.), dont la plupart ne sont pas indépendantes les unes des autres. Les études qui visent à démêler les interactions entre ces différentes pressions sont rares et, de ce fait, ces interactions ne sont pas prises en compte par les procédures réglementaires actuelles (EFSA Scientific Committee, 2021).

De plus, la complexité des relations entre la contamination des différentes matrices de l'environnement par les PPP, l'exposition des organismes et les effets qui en découlent, dépendent de nombreux facteurs incluant, de manière non exhaustive, d'une part, le type de substances, leur période d'application et leur devenir dans l'environnement et,

d'autre part, le type d'organismes, leurs traits de vie, leur sensibilité aux PPP (qui peut varier selon le stade de développement), leur capacité d'adaptation et les interactions biotiques auxquelles ils sont confrontés. Ces différents facteurs sont eux-mêmes modulés par les pressions citées ci-dessus.

Appréhender le rôle spécifique des PPP dans le déclin de la biodiversité et améliorer les processus réglementaires concernant ces substances nécessitent donc de prendre en considération la complexité de ce contexte environnemental, en incluant les effets des mélanges et des stress multiples et leurs conséquences sur l'évolution des milieux (Bruhl et Zaller, 2019 ; Topping *et al.*, 2020).

Répondre à cet objectif ambitieux implique donc la mise en œuvre de meilleures synergies entre trois types d'approches complémentaires, déjà utilisées à ce jour, qui sont les études *in situ* ; les approches en conditions contrôlées au laboratoire (ex. : microcosmes) ou en conditions semi-expérimentales (ex. : mésocosmes *in situ* ou parcelles instrumentées) ; les approches de modélisation.

Études *in situ*

Les études *in situ* permettent, par nature, de considérer la complexité environnementale. Sur la base d'observations menées à différentes échelles spatiales et/ou temporelles, elles favorisent la mise en œuvre d'approches corrélatives qui permettent d'établir des hypothèses sur les liens de causalité entre les dynamiques de populations ou les communautés observées et les pressions environnementales mesurées (incluant celle par les PPP). La robustesse de ces hypothèses et le niveau de généricité des résultats obtenus dépendent le plus souvent de la taille des échelles spatiales et temporelles considérées et de l'amplitude des gradients environnementaux couverts (ex. : gradients de contamination, gradients climatiques). Ils dépendent également de la quantité et de la qualité des métadonnées prises en compte dans les analyses.

Ces différents critères doivent être pris en considération pour permettre d'augmenter le nombre et la puissance des études de terrain visant à séparer l'influence des PPP de celle des différents facteurs environnementaux sur une large diversité d'organismes, afin d'acquérir de nouvelles connaissances et renforcer la robustesse de celles existantes. Pour ce faire, il s'agit notamment de sélectionner des sites présentant des gradients orthogonaux des variables d'intérêt et dans lesquels les tendances de populations, la santé des individus et leur performance démographique, les caractéristiques de l'environnement (ex. : paysage, habitats, pression pathogénique, pratiques agricoles, application et devenir des PPP) sont renseignées de façon concomitante. La mise en place opérationnelle et durable de tels dispositifs de suivi devrait s'appuyer sur des plateformes ou des dispositifs déjà existants aux échelles internationale et nationale, par exemple le réseau des Zones Ateliers ou l'initiative RECOTOX (initiative en écotoxicologie pour suivre, comprendre et réduire les impacts des pesticides dans les socio-agroécosystèmes), mais aussi sur les observatoires mis en place par divers acteurs dans le domaine de l'environnement dans le cadre d'approches épidémiologiques et d'écotoxicovigilance. Elle nécessite

également un effort important de stockage, de partage et de traitement des données (et métadonnées associées), qui doit être organisé et encadré à l'échelle de l'ensemble de la communauté scientifique travaillant sur le sujet, en impliquant si possible différents acteurs susceptibles de générer et/ou d'utiliser ces données.

Approches en conditions contrôlées

Les approches en conditions contrôlées au laboratoire ou en conditions semi-expérimentales (depuis les microcosmes jusqu'aux sites expérimentaux instrumentés) apportent un complément aux études en milieu naturel pour mieux identifier et caractériser les relations de cause à effet entre l'exposition aux PPP et les réponses biologiques observées à différentes échelles (de l'échelle subindividuelle à celle de la communauté). Plus pertinentes d'un point de vue écologique que les bioessais de laboratoire, elles permettent de tester des scénarios d'exposition choisis aux PPP, en considérant des niveaux variables de complexité biologique (ex. : populations ou communautés, un ou plusieurs niveaux trophiques) et/ou environnementale (ex. : PPP seuls ou en mélange, prise en compte d'autres types de pression) afin de mieux comprendre les mécanismes des réponses biologiques et leurs éventuels impacts écologiques.

Par exemple, dans le contexte du changement climatique, ces approches permettent de tester l'influence de différents scénarios (ex. : augmentation des températures ou de l'amplitude de leurs fluctuations, augmentation des fréquences et de l'amplitude des événements extrêmes tels que les sécheresses) sur les effets des PPP. Cependant, l'analyse de la littérature a mis en évidence le besoin de renforcer les connaissances à ce sujet, qui est généralement abordé en ne considérant qu'un seul facteur associé à ce changement (le plus souvent une hausse de température).

La question des effets des mélanges de PPP reste également sous-étudiée à ce jour, alors que les organismes sont généralement exposés à différents PPP, de manière simultanée et/ou successive. L'exposition environnementale inclut également dans de nombreux cas d'autres types de substances chimiques en plus des PPP. Ces expositions à des mélanges de substances peuvent générer des effets synergiques complexes, au-delà de l'addition des effets provoqués par chacune des substances prises séparément. Lorsqu'elle est abordée, la question des effets des mélanges est majoritairement traitée au travers d'études qui considèrent une exposition simultanée à différents PPP, et qui ne tiennent pas suffisamment compte de la temporalité des expositions successives. De plus, comme souligné par Jonker *et al.* (2005), les plans d'expérience mis en œuvre ne permettent pas toujours de démontrer une réelle interaction entre les PPP, au-delà d'un simple effet additif. Les travaux traitant de l'influence des adjuvants et des co-formulants sont enfin très rares.

La difficulté à aborder la question des effets des mélanges et des stress multiples dans les études expérimentales s'explique en partie par le fait que la communauté scientifique se heurte toujours à des limites conceptuelles et méthodologiques pour faire face à la multiplicité des scénarios possibles.

D'autre part, les conclusions de l'ESCo mettent en évidence l'influence des différents types d'interactions biotiques (ex. : relations symbiotiques, relations proies-prédateurs, compétitions, habitats) dans la propagation des effets des PPP. Cependant, les connaissances à ce sujet restent relativement fragmentaires du fait d'une prise en considération encore limitée de ces interactions dans les études expérimentales. Concernant les interactions trophiques de type vertical, les variables biologiques généralement mesurées pour évaluer les impacts des PPP sur les réseaux trophiques sont les taux d'attaque et de prédation, les taux de consommation, la survie, l'abondance et la biomasse, qui ne renseignent pas les conséquences sur l'état de santé et sur la physiologie des organismes. Ces dernières sont plus difficiles à mesurer, mais apportent une information complémentaire sur les effets qui conduisent à des changements trophiques. Ainsi, les études relativement récentes tendent à privilégier des descripteurs d'effets basés sur les traits d'histoire de vie et le comportement lorsque cela est possible. Dans le cas des invertébrés aquatiques, par exemple, il existe des études montrant ou suggérant l'augmentation induite par les PPP de la vulnérabilité au prédateur, qui peut impliquer le comportement (déplacement par dérive dans le sens des courants) ou une altération de la santé (masse musculaire, réserves). Par ailleurs, quelques rares travaux démontrent, d'une part, que les effets des PPP sur les mycorhizes et les rhizobactéries peuvent impacter la croissance de plantes et, d'autre part, que les effets de PPP sur le microbiote peuvent avoir des conséquences importantes sur les organismes exposés (ex. : altération du microbiote intestinal de l'abeille par le glyphosate ; Motta *et al.*, 2018), démontrant l'importance de prendre en considération l'influence de ce type de relations symbiotiques sur la réponse des organismes à l'exposition aux PPP.

De manière générale, il semble important dans les études d'impacts des PPP de mobiliser des jeux d'indicateurs considérant différents types d'organismes (répartis sur plusieurs niveaux trophiques et représentant différentes relations verticales et horizontales) afin de prendre en considération la toxicité directe des substances (selon leur mode d'action) et les effets indirects (selon les caractéristiques du système étudié).

Cependant, il est important de noter que les approches en conditions contrôlées au laboratoire ou en conditions semi-expérimentales rencontrent toujours des limites. Ainsi, bien que ces dispositifs expérimentaux intègrent une plus grande part de complexité, la validité des conclusions issues de ces études reste limitée aux conditions et aux scénarios d'exposition choisis, qui peuvent différer des conditions réelles. En particulier, les échelles spatiales et temporelles considérées peuvent s'avérer trop réduites pour certaines situations (ex. : modification du paysage ou des usages des sols) et certains modèles biologiques (ex. : organismes les plus grands et/ou les plus mobiles, et/ou qui présentent des cycles de vie de plusieurs mois, voire de plusieurs années). L'absence, dans la plupart des cas, de connectivité avec le milieu environnant est également un facteur limitant pour la compréhension des effets et de leur dynamique (incluant celles d'atténuation ou de résilience) tels qu'ils se produisent dans l'environnement.

Ainsi, les seuils d'effets des PPP observés *in situ* sont dans certains cas largement plus bas que dans les études réalisées en microcosmes ou en mésocosmes, qui peuvent alors

induire une sous-estimation des risques écotoxicologiques. Cela a notamment été mis en évidence dans le cadre d'études s'appuyant sur des unités toxiques (issues de données expérimentales) et concernant les invertébrés inféodés aux milieux aquatiques, avec des différences de seuil pouvant atteindre un facteur 1 000 (Schäfer *et al.*, 2012 ; Liess *et al.*, 2021). Ce constat remet clairement en question la pertinence des valeurs de facteurs de sécurité actuellement appliqués pour déterminer des seuils réglementaires d'effets à partir de valeurs de toxicité issues de tests de laboratoire.

Approches de modélisation

Les approches de modélisation, basées sur des outils mathématiques, sont en constante évolution, notamment depuis le début des années 2000. L'ensemble des modèles écotoxicologiques et écologiques existant a été développé pour différentes espèces (producteurs primaires, microorganismes, invertébrés et vertébrés terrestres et aquatiques) présentes dans tous les milieux et avec différents objectifs : évaluation de la sensibilité des espèces et de la vulnérabilité de certaines populations, évaluation de la bioaccumulation et du transfert trophique, protection des services écosystémiques, etc. Les modèles permettent également d'estimer différents seuils d'effets qui peuvent être mobilisés dans les démarches d'évaluation des risques des PPP (incluant éventuellement les produits de transformation, co-formulants, adjuvants et impuretés qui n'auraient pas encore été testés) et d'extrapoler les effets de ces substances à un grand nombre d'espèces dans de nouveaux types d'environnements.

Ces modèles présentent l'avantage d'orienter la stratégie des expériences, de prioriser des scénarios d'évaluation et, le cas échéant, de limiter les tests sur certains organismes. La modélisation peut par exemple contribuer à l'évaluation des effets des mélanges, et notamment orienter vers le choix des combinaisons à tester en priorité (ex. : celles pour lesquelles les modèles prédiraient des effets au-delà des seuils acceptables en matière de réglementation et/ou de préservation de l'environnement et de sa biodiversité), tout en contribuant au décryptage des mécanismes sous-jacents aux effets observés (Belden et Brain, 2018). À l'échelle des individus et des populations, l'utilisation de modèles de types toxico-cinétiques et toxico-dynamiques (TKTD) appliqués à l'étude de l'effet des mélanges semble une approche particulièrement prometteuse, puisqu'elle permet de tenir compte de l'évolution au cours du temps de l'exposition des organismes à ces mélanges et des effets qui en découlent (Bart *et al.*, 2021).

Cependant, même si les modèles d'effets sur les organismes, à l'échelle individuelle ou populationnelle, intègrent de plus en plus l'exposition aux PPP, l'analyse de la bibliographie n'a relevé que peu de modèles couplant quantitativement ces deux aspects (exposition et effets). Ainsi, le développement intégré de modèles de devenir (ex. : dégradation, sorption, spéciation, dynamique de transfert) des substances dans le milieu, de modèles de bioaccumulation et de modèles d'effets aux différents niveaux d'organisation biologique est souhaitable si l'on veut rendre l'évaluation des risques plus robuste dans un contexte environnemental réaliste.

Par ailleurs, d'une manière générale, les modèles existants ne prennent que rarement en compte les effets chroniques sublétaux ou transgénérationnels. Ils négligent également les effets des différentes pressions mentionnées précédemment (notamment dégradation/perte des habitats, conséquences du changement climatique, pollutions chimiques multiples). Il est par exemple nécessaire de renforcer la prise en compte du rôle du paysage (ex. : composition, structure, connectivité) sur la modulation de l'exposition et des effets induits par les PPP. Les innovations mises en évidence portent notamment sur des études de terrain et l'utilisation de modèles pour explorer les conséquences de différentes options de gestion des paysages sur les populations. Une telle démarche a ainsi été récemment mise en œuvre au Canada, pour documenter les liens entre l'intensification agricole à l'échelle du paysage, l'usage de PPP, la contamination des insectes et le déclin commun des populations d'insectes (proies) et d'hirondelles (prédateurs) (Garrett *et al.*, 2021 ; Poisson *et al.*, 2021).

Le faible recours aux modèles de population, que ce soit pour l'évaluation prospective du risque ou pour le diagnostic des impacts des PPP en milieu naturel, fait écho à une absence de formalisation d'indicateurs et de cadres d'interprétation partagés qui sont davantage développés en biologie de la conservation, en gestion de l'exploitation de la faune sauvage ou pour le suivi des dynamiques épidémiques dans le domaine sanitaire. Quant aux modèles de communautés et de réseaux trophiques, ils ne sont pas suffisamment développés pour aborder certains processus écologiques, et il n'existe encore que très peu de modèles qui couplent écotoxicologie et écologie. Cela s'explique sans doute en partie par un manque de données disponibles pour alimenter ces modèles. Ce constat s'applique également à certains contextes, notamment ceux du milieu marin et ceux des outre-mer, pour lesquels les scénarios et données générés par modélisation sont difficilement applicables en l'état.

De plus, l'analyse de la bibliographie montre un déficit en termes d'analyses de sensibilité et d'incertitudes de ces modèles, dont la performance est rarement testée, de même que la reproductibilité des résultats qu'ils fournissent.

Mécanismes d'effets, incluant les effets sublétaux et leurs conséquences évolutives

La compréhension des mécanismes impliqués dans les déclins de populations et de la biodiversité nécessite d'associer aux suivis de tendances populationnelles des mesures individuelles et infra-individuelles des paramètres déterminants de la valeur sélective (*fitness*) individuelle des organismes conditionnant la dynamique des populations, afin notamment de mieux appréhender les liens de causalité entre les tendances observées et les pressions auxquelles sont exposées ces populations. Concernant l'impact spécifique des PPP, les recherches ont logiquement tendance à être prioritairement centrées sur des types d'effets proches du mode d'action de la ou des substances étudiées, et des espèces proches de l'organisme ciblé par celles-ci. Ceci engendre donc un risque de sous-estimation d'effets non liés au mode d'action, y compris sur des espèces pouvant être très éloignées du taxon visé.

Effets sublétaux

De plus en plus de travaux mettent ainsi en évidence des effets sublétaux au niveau des organismes (ex. : perturbations des systèmes nerveux, hormonal, immunitaire), voire de l'holobionte (perturbations des interactions avec les microbiotes). Ces effets peuvent avoir des répercussions sur les populations en impactant par exemple les aptitudes à la croissance, la reproduction, le nourrissage, la prédation, la défense (incluant l'anti-prédation) ou encore l'orientation. Ils peuvent résulter de mécanismes de toxicité en jeu lors des expositions chroniques à faibles concentrations, parfois différents des modes d'action de toxicité aiguë.

De nombreux biomarqueurs infra-individuels permettent de détecter des effets des PPP, par exemple pour déterminer leur génotoxicité (ex. : aberrations chromosomiques, anomalies nucléaires, test du micronoyau), leur neurotoxicité (ex. : activité AChE) ou leurs effets sur l'immunité (fonctions cellulaires telles que la phagocytose et fonctions humorales non spécifiques telles que les activités du lysozyme et des facteurs du complément ou spécifiques comme les taux d'anticorps circulants). Toutefois, la transposition des effets observés à des impacts sur la santé des organismes reste délicate.

En plein essor, les outils « -omiques » permettent d'identifier les effets des PPP aux niveaux moléculaire et biochimique (ex. : voies métaboliques), à différents niveaux d'organisation biologique, de la cellule à la communauté, en passant par l'individu et la population, depuis la (méta-)génomique jusqu'à la métabolomique. Par exemple, la transcriptomique s'intéresse à l'expression des gènes et vise l'ARNm, produit intermédiaire entre les gènes et les protéines. La protéomique mesure l'ensemble des protéines produites, et la métabolomique s'intéresse aux métabolites dans les cellules et les organismes (notamment la lipidomique). La mobilisation de ces approches pourrait contribuer à améliorer les connaissances mécanistes en matière d'interaction entre PPP et cible moléculaire en identifiant les voies métaboliques altérées en réponse à l'exposition aux PPP.

Ces différentes approches « -omiques » représentent également un intérêt lorsqu'elles sont appliquées dans le cadre conceptuel de l'*adverse outcome pathway* (AOP) afin de comprendre les mécanismes et les effets cascades induits par les micropolluants tels que les PPP. Les AOP ne sont pas spécifiques d'une substance, ils décrivent une voie d'effet néfaste à partir d'un événement moléculaire initiateur (à travers une propagation d'effets en cascade). Connaissant cette voie d'effet, un AOP peut ainsi servir à catégoriser les toxiques (s'ils déclenchent l'événement initial, alors on peut prédire l'effet néfaste). En revanche, les AOP sont généralement spécifiques d'un organisme, de sorte que les génomes de référence annotés sont utiles au développement de nouveaux AOP.

Conséquences évolutives

L'étude des effets sublétaux gagnerait à mieux tenir compte des possibles conséquences évolutives, qui sont probablement largement sous-estimées à ce jour, et qui posent la question du coût physiologique ou écologique associé à l'adaptation aux PPP. Les dynamiques évolutives sont impactées par les PPP du fait de l'avantage sélectif conféré aux



individus et aux espèces les plus résistants à la toxicité ou adaptés à la pression exercée, et des modifications génétiques ou épigénétiques provoquées et transmises au fil des générations. À l'échelle des communautés, c'est ainsi un système de réponse aux effets des PPP qui évolue, avec des conséquences encore mal connues. Il s'agit d'un domaine de recherche en émergence, avec des études conduites jusqu'à présent essentiellement sur des organismes à cycle de vie court comme les microorganismes ou les invertébrés.

Depuis la fin du xx[e] siècle, l'essor et le développement des méthodes moléculaires ont permis d'explorer de manière plus fine les effets des PPP sur la structure et la diversité des communautés microbiennes à l'aide d'analyses d'empreintes moléculaires et d'études de la diversité des séquences d'amplicons de différents gènes ou régions intergéniques (ITS) pour investiguer la diversité d'organismes tels que les procaryotes (ADNr 16S pour les bactéries, les cyanobactéries et les archées) ou les eucaryotes (ADNr 18S pour les champignons microscopiques et les microalgues ou ITS fongique pour les premiers d'entre eux). L'analyse de ces marqueurs permet ainsi de déterminer l'impact des PPP sur la diversité alpha (ex. : indice de Shannon) et bêta ou l'abondance relative de ces différents groupes taxonomiques au sein des communautés microbiennes. L'émergence ces dernières années des approches de *metabarcoding* a permis de mieux exploiter les données générées par les approches de séquençage et de mieux appréhender la diversité des communautés. Appliquée aux diatomées benthiques (microalgues), cette technique a notamment montré son potentiel pour l'estimation de la qualité écologique des cours d'eau (Vasselon *et al.*, 2017).

Ces approches moléculaires permettent également d'explorer les effets sur la diversité intraspécifique. La génétique des populations, née il y a un siècle, fournit un corpus précieux et toujours enrichi de théories, modèles et marqueurs spécifiquement dédiés à l'étude de ce niveau de diversité. Cette discipline décrit et analyse la distribution du polymorphisme génétique (nucléotidique) au sein et entre les populations d'une même espèce ainsi que son évolution dans le temps, pour en inférer les forces évolutives à l'œuvre (ex. : dérive génétique, sélection, systèmes de reproduction, flux de gènes) et responsables des patrons de variation observés. Les techniques actuelles de séquençage à haut débit ont conduit plus récemment au développement de la génomique des populations, qui, par sa dimension « -omiques », estime avec une résolution accrue la diversité génétique le long des génomes et permet d'y rechercher, par exemple, des signatures de sélection entre populations différenciées ou en leur sein. Ces nouveaux outils peuvent s'avérer particulièrement intéressants pour le contexte écotoxicologique, lorsque la pression PPP est suspectée d'avoir un effet sélectif. De plus, l'acquisition de nouvelles ressources génomiques (marqueurs microsatellites, polymorphismes nucléotidiques, génomes entiers), qui s'accroît de façon continuelle et exponentielle (ex. : les bases de données publiques, National Center for Biotechnology Information, ou NCBI, European Bioinformatics Institute, ou EBI), offre la possibilité d'étudier les processus micro-évolutifs (temps courts, approches démogénétiques) induits par ce type de pression chez des espèces choisies pour leur pertinence écologique. L'acquisition de nouveaux génomes de référence (ex. : les initiatives du type i5k, *Sequencing Five Thousand*

Arthropod Genomes ; Poelchau *et al.*, 2015) permet d'étendre le champ de la génomique comparative et de l'évolution moléculaire. Elle est également propice au développement d'approches AOP (ex. : validation de modèles moléculaires *in vitro* adaptés aux espèces modèles choisies sur des critères écologiques). Enfin, l'épigénétique moléculaire et environnementale présente des potentialités pour distinguer des processus impliquant la plasticité phénotypique ou de développement *vs* l'adaptation génétique au sens propre.

Le couplage de telles approches à des expériences de toxicité au laboratoire et d'évolution expérimentale devrait s'avérer particulièrement informatif pour comprendre l'évolution des adaptations génétiques dans le cadre de l'exposition chronique des populations naturelles aux stress liés aux PPP (ex. : cas des évolutions multiples de résistance aux pyréthrinoïdes chez un crustacé d'eau douce ; Weston *et al.*, 2013).

Le développement de ce champ de recherche sur les phénomènes évolutifs et adaptatifs nécessiterait de renforcer les études intégrant un suivi post-exposition, d'appréhender l'influence des applications successives/répétées sur les capacités de résilience, et de mieux considérer les conséquences transgénérationelles ainsi que les éventuels coûts physiologiques ou écologiques qui peuvent être engendrés par ces phénomènes.

Spécificité des indicateurs

Compte tenu de la multiplicité des facteurs jouant sur les réponses biologiques observées et de leurs interactions, établir la part des effets spécifiquement attribuable à l'exposition aux PPP pose une difficulté majeure.

L'importance de cet enjeu nourrit un intérêt grandissant pour les approches basées sur les effets dans le cadre des démarches de surveillance réglementaire de la qualité écologique des milieux. À l'échelle des communautés, on peut notamment citer les indicateurs basés sur l'étude des traits biologiques et écologiques, tels que la méthode SPEAR (*species at risk*), ou ceux basés sur l'étude des capacités de tolérance des communautés, tels que la méthode PICT. L'approche SPEAR a été développée au début des années 2000 à partir de l'étude des communautés de macro-invertébrés benthiques (Liess et von der Ohe, 2005), ce qui a permis de mettre en évidence l'impact des PPP sur ce type de communautés dans différents cours d'eau, dont certains situés en France. L'approche PICT est appliquée aux communautés microbiennes depuis plus de trente ans (Bérard *et al.*, 2021). Ces deux méthodes, qui présentent un fort potentiel opérationnel, en particulier pour le suivi de la qualité des milieux aquatiques dans un contexte de contamination par les PPP, ont par exemple été utilisées avec succès pour mettre spécifiquement en évidence l'impact d'herbicides dans des cours d'eau sur des communautés de diatomées benthiques (Pesce *et al.*, 2016 ; Wood *et al.*, 2019).

Comme mentionné ci-dessus (voir section « Mécanismes d'effets, incluant les effets sublétaux et leurs conséquences évolutives »), de nombreux biomarqueurs permettent de détecter des effets des PPP sur les organismes. Toutefois, dans le cadre de suivis *in situ*, l'interprétation se heurte, comme pour de nombreux effets observés, à la non-spécificité

de la plupart de ces biomarqueurs et à l'influence de facteurs de confusion qui n'est pas toujours prise en compte (autres pollutions et stress environnementaux). La mise en œuvre de bioessais *in situ* calibrés peut permettre de pallier en partie cette dernière contrainte (ex. : norme Afnor AChE, 2020).

En complément, il est également nécessaire de développer de nouveaux biomarqueurs et indicateurs spécifiques, à différentes échelles biologiques. Une mobilisation renforcée de la recherche et la combinaison des approches « -omiques », pour appréhender les réponses écotoxicologiques, pourraient contribuer à atteindre cet objectif, en ciblant par exemple des gènes impliqués dans des mécanismes de résistance ou de biodégradation spécifiques à certains PPP. Les approches de modélisation basées sur les données de types « -omiques » font encore défaut, alors qu'elles semblent offrir un réel potentiel pour l'évaluation des risques des PPP (ex. : détection d'effets précoces).

In fine, la combinaison d'indicateurs spécifiques et d'indicateurs écologiques plus classiques permettrait de mieux qualifier et de quantifier le rôle des PPP dans le déclin généralisé de certaines populations à l'échelle européenne (ex. : insectes, oiseaux agricoles, amphibiens, chauves-souris), voire éventuellement de détecter d'autres effets sur d'autres populations dont la diversité et/ou la sensibilité aux PPP utilisés actuellement est encore peu connue. Une telle orientation comporte un enjeu fort, relatif aux données et aux métadonnées associées, pour la compilation, le partage et le traitement de l'information afin de pouvoir exploiter au mieux les sorties scientifiques, voire opérationnelles, de ce type d'approche multi-indicateurs.

Prise en compte des fonctions écosystémiques

De nombreux travaux mettent en évidence l'impact des PPP sur un large panel de fonctions écosystémiques, généralement appréhendées à partir de descripteurs fonctionnels associés à différentes activités biologiques (ex. : dégradation de matière organique, activité photosynthétique, biodégradation, bioturbation). Cependant, certaines fonctions ne sont quasiment pas abordées en matière d'impacts des PPP (voir section « Conséquences sur les fonctions écosystémiques »). C'est le cas notamment des fonctions concernant la rétention et la régulation des flux d'eau dans les sols et les sédiments, l'albédo ou encore la formation et le maintien de la structure des sols et des sédiments. Pourtant, les effets des PPP rapportés sur la biodiversité et sur une large gamme d'activités biologiques et de processus écologiques impliquant divers organismes peuplant les milieux terrestres et aquatiques, en particulier les plantes, les microorganismes et les invertébrés, sont susceptibles d'impacter ces fonctions.

Il est par exemple vraisemblable que les effets des herbicides, en agissant sur la biomasse microbienne photosynthétique en surface des sols, la physiologie et la diversité des producteurs primaires, ou encore le système racinaire, impactent indirectement la rétention et la régulation des flux d'eau ainsi que l'albédo et la réflexion par modifications du couvert végétal aérien, avec des conséquences potentielles sur la fertilité des

sols. Ils peuvent aussi impacter les fonctions anti-érosion des producteurs primaires, avec des conséquences potentielles sur le transfert même des PPP, mais aussi sur l'érosion côtière ou des rives, les inondations, les coulées de boue, phénomènes accrus par le changement climatique.

Par ailleurs, la bioturbation (processus de déplacement effectués par les animaux qui affectent directement ou indirectement le sol et les sédiments, et qui comprennent à la fois le remaniement des particules et la ventilation des terriers) est également un processus écologique pour lequel des effets des PPP sont rapportés. Par exemple, plusieurs travaux ont démontré un impact du cuivre sur la structure de sols contaminés suite à une diminution de l'activité de « fouisseur » des vers de terre. De tels effets peuvent avoir des conséquences sur les fonctions de rétention et de régulation des flux d'eau ainsi que sur le maintien de la structure des sols et des sédiments, susceptibles d'impacter la production agricole.

Ces constats montrent la nécessité de dépasser l'étude d'impacts sur les activités biologiques et les processus écologiques, en développant des approches positionnées au niveau de la notion de fonction écosystémique. Dans cette optique, il pourrait notamment être intéressant de développer des indicateurs d'impacts basés sur les traits fonctionnels des organismes, en portant une attention particulière aux espèces et aux communautés considérées comme ingénieurs de l'écosystème du fait de la forte influence de leur activité sur la structure physique des habitats. Il serait également pertinent de mieux mobiliser des indices fonctionnels tels que le taux de dégradation des litières par les microorganismes et les invertébrés ou la mesure de la pollinisation. Enfin, il serait important de mieux appréhender le rôle et les limites de la redondance fonctionnelle sur l'atténuation des impacts des PPP. De manière générale, les concepts et les outils de l'écologie (ex. : indices écologiques, théorie des réseaux, « -omiques ») pourraient être plus largement mobilisés pour évaluer les impacts fonctionnels des PPP.

En complément, il serait particulièrement novateur d'arriver à coupler les modèles écotoxicologiques à des modèles qui informent sur les liens existant entre les espèces en présence et les fonctions qu'elles assurent au sein des écosystèmes ainsi que les services qui leur sont associés.

4. Conséquences sur les services écosystémiques

La complexité des interactions dans lesquelles interviennent la pression exercée par les PPP et celle de leur évaluation a été montrée dans les sections précédentes. Pour le gestionnaire du risque lié à l'utilisation des PPP, la décision repose en outre sur des arbitrages difficiles entre effets souhaités *vs* non souhaités, en prenant en considération la notion d'acceptabilité des effets, selon leur amplitude. La difficulté à éclairer les décisions sur la base d'une anticipation des processus écologiques a favorisé l'émergence d'une approche de l'évaluation des risques intégrant le concept de service écosystémique. Cet instrument, perçu comme intégrateur de nombreuses dimensions, a vocation à améliorer la lisibilité des conséquences de l'utilisation des PPP sur les avantages tirés de la biodiversité par les humains. Au niveau européen, l'EFSA a publié en 2010 des recommandations pour la prise en compte des services écosystémiques dans la définition des objectifs de protection spécifiques dans le cadre de la législation européenne concernant les PPP (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2010). Ce travail a ensuite servi de base pour l'élaboration de lignes directrices visant à mieux protéger la biodiversité et les services écosystémiques des effets néfastes des PPP ou d'autres contaminants (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013 ; Benford *et al.*, 2016). Mais les articles scientifiques publiés sur le sujet au cours de la dernière décennie montrent que les modalités opérationnelles d'une mobilisation du concept de service écosystémique pour l'évaluation des risques chimiques ne sont pas encore établies.

Dans la lignée des travaux menés par l'EFSA, de nombreux articles scientifiques ont en effet discuté la prise en considération des services écosystémiques pour l'évaluation des effets et des risques des contaminants chimiques. Certains auteurs ont notamment mis en avant la possibilité ainsi ouverte d'évaluer le rapport entre, d'un côté, les avantages fournis par l'utilisation des PPP et, de l'autre, le coût environnemental résultant de la contamination engendrée par cette utilisation. Il existe ainsi un courant de pensée qui considère que l'approche par les services écosystémiques dans la définition et la mise en œuvre des procédures d'évaluation des risques environnementaux représente la meilleure stratégie pour renforcer la dimension écologique de la réglementation à ce sujet, en mettant en avant les bénéfices liés à la protection de la nature. Cependant, il existe au sein même de ce courant de pensée un consensus pour admettre que l'application de cette approche dans le cadre de la réglementation autour des PPP se heurte encore à de nombreux défis scientifiques et méthodologiques.

Par ailleurs, une partie de la communauté scientifique s'interroge sur le bien-fondé des approches centrées exclusivement sur le concept de services écosystémiques ou de manière plus large sur la notion de contribution de la nature au bénéfice de l'humain,

associée parfois à une vision simpliste et utilitariste de l'environnement. Tenant compte de cette mise en cause de l'opposition parfois existante entre protection de la nature en tant que telle *vs* bénéfice humain, le cadre conceptuel de l'IPBES reconnaît la valeur intrinsèque de la nature (Diaz *et al.*, 2015).

Afin d'analyser les impacts des PPP sur la biodiversité en identifiant les conséquences qui en découlent sur les services écosystémiques, les liens entre, d'une part, les effets des PPP sur les processus et les fonctions écologiques documentés dans le domaine de l'écotoxicologie et, d'autre part, les services écosystémiques sont tout d'abord clarifiés sur un plan conceptuel pour convenir d'un référentiel commun à l'échelle de l'ESCo. Les résultats des principales évaluations existantes sur les conséquences des utilisations de PPP sur les services écosystémiques sont ensuite synthétisés. Ces travaux laissent un champ d'investigation encore très largement ouvert, pour lequel les principales pistes qui se dégagent sont évoquées.

Liens conceptuels entre fonctions et services

La notion de services écosystémiques est apparue dans les années 1970. Elle a d'abord été utilisée par les économistes pour conceptualiser le lien entre les fonctions de la nature et les bénéfices que la société en retire. Par la suite, des travaux majeurs comme ceux de Daily *et al.* (1997) ou de Costanza *et al.* (1997) ont permis de donner une dimension multidisciplinaire à cette notion, en proposant les définitions suivantes : « les conditions et les processus à travers lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui en font partie, soutiennent et alimentent la vie humaine » (Daily *et al.*, 1997) ; « les avantages que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes » (Costanza *et al.*, 1997).

Le concept de service écosystémique a dès lors été mobilisé, dans les instances et les partenariats internationaux, comme instrument pour partager une meilleure perception des conséquences de la détérioration de la biodiversité, et faciliter le pilotage et la coordination des actions mises en œuvre par l'intégration des multiples dimensions de la biodiversité dans ce référentiel commun. En s'appuyant sur ces premières définitions, ce concept a ainsi fait l'objet d'une série d'initiatives dans le cadre de l'ONU ou de programmes de recherche internationaux : le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) en 2000-2005, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) en 2007-2011. Ces efforts de synthèse des connaissances ont abouti à la création en 2012 de l'*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES). Les principaux objectifs de ces initiatives successives étaient respectivement de consolider le cadre conceptuel de la notion de service écosystémique (MEA), d'estimer la valeur de ces services en termes économiques (TEEB) et de créer, sur cette base et à l'image de ce qui a été fait pour le climat avec le GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat), une interface entre l'expertise scientifique et les gouvernements sur les questions traitant de la

biodiversité et des services écosystémiques, de manière à mettre en œuvre les stratégies nécessaires pour leur conservation et leur gestion durable (IPBES).

S'inscrivant dans ce mouvement, l'UE a mis en œuvre le programme de cartographie et évaluation des écosystèmes et de leurs services (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*), et la France a initié en 2012 l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese). L'Efese regroupe ainsi un ensemble de travaux d'évaluation portant sur les écosystèmes et leurs services à différentes échelles, afin notamment de fournir un appui à la Stratégie nationale pour la biodiversité et contribuer à l'atteinte des Objectifs de développement durable.

L'Efese a d'abord défini les biens et services écosystémiques comme « des avantages socio-économiques retirés par l'homme de son utilisation durable des fonctions écologiques des écosystèmes » (Efese, 2016). Cette définition a ensuite été approfondie dans le cadre de l'évaluation des services rendus par les écosystèmes agricoles (Tibi et Therond, 2017) afin de mieux préciser la distinction entre fonctions écologiques, services écosystémiques et avantages tirés d'un service écosystémique par un ou différents acteurs, sous forme monétaire ou non monétaire (figure 16). Cette distinction est importante, car différentes fonctions écosystémiques peuvent constituer la fourniture d'un service écosystémique, et une fonction peut contribuer à différents services.

Figure 16. Éléments constitutifs d'un service écosystémique selon le cadre conceptuel de l'Efese (d'après Efese, 2016).

Interventions anthropiques
Écosystèmes et biodiversité
Bénéficiaires humains
Fonctions écosystémiques
Services écosystémiques
Avantages

C'est ce cadre conceptuel qui a été retenu pour cette ESCo, en s'appuyant sur la classification internationale commune des services écosystémiques récemment actualisée (CICES, version 5.1 ; Haines-Young et Potschin, 2018). Celle-ci structure les services écosystémiques en trois catégories : les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services culturels, sachant que les services de régulation sous-tendent le bon fonctionnement des deux autres catégories.

Sur la base de ce référentiel et de celui établi sur les fonctions (voir section « Conséquences sur les fonctions écosystémiques »), 17 experts de l'ESCo couvrant la diversité des

disciplines (chimie de l'environnement, agronomie, écotoxicologie microbienne, écotoxicologie aquatique, écotoxicologie terrestre, écologie et évolution, modélisation du devenir et des effets) ont été sondés pour mettre en évidence les liens potentiels directs et indirects existant entre chaque groupe de services et chaque catégorie de fonctions.

De manière synthétique, il ressort que potentiellement tous les groupes de services écosystémiques s'appuient sur l'ensemble des catégories de fonctions. En particulier, une majorité d'experts au sein du panel considère que 95 % des combinaisons concernant les services d'approvisionnement et les services de régulation et de maintien sont caractérisées par des liens directs et indirects avec les différentes catégories de fonctions écosystémiques proposées (c'est moins le cas pour les services culturels, pour la plupart desquels les experts/pilotes ont eu du mal à exprimer une opinion). Cette analyse a également conduit à constater que la perception de la nature de ces liens peut être différente suivant les disciplines des experts. Ceux-ci ont également souligné le caractère variable de la relation entre fonctions et services écosystémiques, qui peut être positive ou négative, de faible ou de forte ampleur, suivant le pas de temps et le contexte considérés. Peu de services apparaissent en outre reliés à une partie seulement des fonctions. Ceci suggère que prioriser les services à préserver ne permettrait finalement pas de restreindre l'éventail des fonctions ou des processus à considérer.

Principaux services écosystémiques impactés

Au sein de cette thématique, des déséquilibres très marqués apparaissent en matière de connaissance disponible. Concernant les milieux considérés, le milieu terrestre est très majoritairement étudié, alors que les milieux aquatiques continentaux et marins sont peu renseignés. Pour ce qui est des services écosystémiques, quatre d'entre eux font l'objet d'une attention particulière par rapport à l'impact des PPP : la production alimentaire, la lutte biologique, la pollinisation et la régulation de la qualité de l'eau. La régulation de la qualité de l'eau est le plus souvent abordée sous l'angle des impacts sur la santé humaine et sur les coûts de la dépollution, elle n'a donc pas été considérée ici. Il en est de même pour la contamination des aliments par les PPP, avec des conséquences sur la santé humaine et sur la valeur marchande de ces aliments, qui ne relèvent pas du périmètre de cette ESCo. En revanche, la fourniture et le maintien de la qualité des sols font l'objet d'une attention grandissante, malgré un nombre de travaux encore limité concernant les impacts des PPP sur ces derniers. Les services culturels sont enfin peu étudiés.

Service d'approvisionnement

Le service d'approvisionnement en végétaux cultivés est le service le plus étudié. Sa relation avec les fonctionnalités de l'écosystème est complexe. Le rendement agricole résulte de la production primaire permise par la photosynthèse et des fonctionnalités



assurées par les services de régulation (ex. : qualité du sol et apport de nutriments, régulation de l'eau, pollinisation, régulation des bioagresseurs), mais il dépend aussi beaucoup des intrants apportés par l'homme. En particulier, l'apport de PPP intervient dans le processus de production pour supprimer un dis-service (entendu comme désavantage tiré par l'humain des écosystèmes et de la biodiversité), celui que constitue l'action des ravageurs des cultures. Or ce même dis-service est parfois considéré comme favorisé par les modalités de mise en œuvre des cultures (manque de diversité, et utilisations de PPP notamment qui génèrent en réponse une recrudescence des populations de ravageurs).

Tout en soulignant l'impact positif qui peut être attendu à court terme de l'utilisation des PPP sur les services d'approvisionnement, notamment alimentaires du fait de leur action de protection des cultures face au dis-service que représente la présence des ravageurs, les articles laissent entendre un impact négatif à plus long terme des PPP sur ces services écosystémiques. Cette notion de temporalité doit encore être étayée. Les travaux de Deacon *et al.* (2015 ; 2016) estimant les impacts de l'utilisation d'un insecticide sur le maintien du service d'approvisionnement dans le cadre, respectivement, de la culture du citron en Espagne et de la tomate en Italie, soulignent l'intérêt d'une utilisation raisonnée des PPP en combinaison avec d'autres pratiques, comme la mise en place de zones de végétation protégées, à des horizons compris entre dix et cinquante ans. La pêche est également un service d'approvisionnement qui peut être négativement affecté par les PPP, comme le démontrent De Valck et Rolfe (2018) dans leurs travaux sur les impacts de trois grands types de pollution (les nutriments, les dépôts de sédiments et les PPP) dans trois grands écosystèmes côtiers australiens (les mangroves, les herbiers et les récifs coralliens).

Le recours à des approches d'évaluation économique intégrant notamment la notion de surplus du consommateur, c'est-à-dire le fait que le consommateur soit prêt à payer plus pour certains types de produits ou de services, montre qu'il existe une demande sociale pour des produits agricoles issus de pratiques plus respectueuses de l'environnement.

Même si des exceptions existent, les travaux analysés dans cette ESCo mettent en évidence une tension entre la production végétale d'une part, et les autres services d'autre part. Aussi, le message qui ressort de la littérature analysée est que les pratiques agricoles devraient tendre vers une réduction maximale de la pression exercée par les PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques.

Lutte biologique

La lutte biologique, qui est définie comme le service de lutte contre les ravageurs fourni par leurs ennemis naturels, est également un des services écosystémiques parmi les plus étudiés en raison de son importance pour la production agricole. Un corpus de travaux s'accorde sur le fait que l'exclusion des prédateurs naturels, notamment du fait de l'utilisation des PPP, va conduire à une augmentation de la présence de ravageurs dans les cultures dans des proportions qui peuvent être considérables. Toutefois, les PPP étant utilisés en association avec d'autres pratiques qui impactent aussi les

populations de prédateurs naturels (ex. : agrandissement des parcelles, destruction d'habitats), leur contribution à la dégradation du service de lutte biologique est difficilement établie de manière spécifique.

Comme pour la pollinisation, ces travaux soulignent l'importance du maintien des habitats naturels ou semi-naturels pour préserver le service de lutte biologique. La baisse de l'usage des PPP et le maintien des prédateurs naturels au travers de ces habitats permettraient de baisser les coûts de production et d'augmenter les bénéfices sociaux associés aux cultures étudiées.

Pollinisation

Le service de pollinisation par les abeilles, et plus généralement par les organismes pollinisateurs, est l'un des services écosystémiques les plus étudiés. La pollinisation entomophile est en effet indispensable à certaines productions agricoles, et sa valeur a fait l'objet de calculs monétaires. Les évaluations qui font aujourd'hui référence attribuent au service de pollinisation une valeur estimée entre 153 et 422 milliards de dollars US pour l'année 2005 à l'échelle mondiale (Gallai *et al.*, 2009), ordre de grandeur confirmé par l'IPBES en 2019 (IPBES *et al.*, 2019) avec une valeur de 235 à 577 milliards de dollars US pour l'année 2015. À l'échelle nationale, l'Efese[21] donne un ordre de grandeur pour la période 2006-2010 de 2,3 à 5,3 milliards d'euros par année. Ce service de régulation et de maintien est en forte interaction avec le service de production alimentaire, puisqu'il est susceptible d'améliorer non seulement le rendement, mais aussi la qualité des produits agricoles (ex. : apparence, qualité nutritionnelle, durée de conservation).

Plusieurs études conduites dans différentes régions du monde et sur différentes cultures montrent que l'utilisation d'insecticides (en particulier les néonicotinoïdes) affecte la pollinisation du fait de la toxicité directe de ces substances sur les pollinisateurs (voir section « Implication majeure des PPP dans le déclin de certains groupes taxonomiques »). Ces résultats incitent à réduire l'utilisation de PPP en plein champ, car le bénéfice lié aux pollinisateurs est supérieur à celui des PPP. L'utilisation d'herbicides est également documentée comme impactant la pollinisation en réduisant les ressources des insectes pollinisateurs, et donc le nombre de visites sur les cultures. Ainsi, la présence d'habitats naturels ou la mise en place de haies sont bénéfiques à la pollinisation en améliorant la ressource alimentaire et l'habitat, et donc la densité mais aussi la diversité des pollinisateurs.

La pollinisation est un service écosystémique qui préoccupe fortement les consommateurs et pour lequel ces derniers peuvent modifier leur comportement d'achat en acceptant de payer plus cher des produits certifiés meilleurs pour les abeilles (Wei *et al.*, 2020).

21. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Efese%20-%20Le%20service%20de%20pollinisation%20-%20Analyse.pdf (consulté le 9/01/2023).



Régulation et maintien de la qualité des sols

Concernant les services de régulation et de maintien associés aux sols tels que la séquestration du carbone, le stockage d'eau, la fertilité et l'apport en nutriments ainsi que l'absorption et la dégradation des polluants, les résultats s'accordent sur le fait qu'une trop grande quantité de PPP va induire une dégradation des sols et de la plupart des services qu'ils offrent. Les travaux comparant différentes pratiques phytopharmaceutiques convergent pour montrer que sans PPP, les sols sont de meilleure qualité et se caractérisent par une plus grande biomasse et diversité microbienne et une plus grande abondance de la faune du sol, notamment des lombrics. Cependant, il est nécessaire de renforcer les connaissances, d'une part, sur les effets des PPP sur la qualité écologique des sols en favorisant les travaux concernant les fonctions écosystémiques associées à ce compartiment et, d'autre part, sur les conséquences que ces effets engendrent sur les services écosystémiques rendus par les sols.

Services culturels

Les impacts des PPP sur les services culturels sont peu étudiés, et concernent essentiellement les aménités paysagères, le tourisme et la pêche de loisir. Les services sont évalués en utilisant les approches des préférences déclarées ou révélées pour appréhender les valeurs des services esthétiques et patrimoniaux et des services récréatifs. D'autres estiment des pertes de bénéfice pour les activités de tourisme et de loisirs. Or la littérature économique générale montre que la part des services culturels dans la valeur économique totale est souvent non négligeable, y compris pour les agroécosystèmes. Il serait donc pertinent de développer les études évaluant l'impact de l'utilisation des PPP sur les services culturels.

En ce qui concerne les JEVI, les résultats apparaissent contrastés suivant les types d'espaces. Les bénéfices pour le bien-être humain tirés de la richesse en biodiversité des jardins d'agrément et des espaces de promenade sont globalement négativement impactés par l'usage de PPP. En revanche, lorsque les attentes culturelles sont encore fortement associées au contrôle strict de la végétation comme dans les cimetières, les terrains de sports ou les golfs par exemple, les services culturels sont alors positivement associés aux PPP. Ce bénéfice associé aux PPP tend toutefois à se réduire à mesure que les attentes culturelles évoluent en faveur de la préservation des écosystèmes et de la biodiversité.

Innovations et perspectives sur les services écosystémiques

Des domaines de recherche disjoints

Bien que les concepts soient liés, le corpus bibliographique traitant des impacts des PPP sur les processus écologiques et les fonctions écosystémiques, qui relève essentiellement de l'écotoxicologie, apparaît disjoint de celui qui traite des services écosystémiques.



Dans la littérature traitant des services écosystémiques, les impacts des PPP sont peu étudiés. Lorsqu'ils le sont, l'utilisation des PPP est le plus souvent examinée de façon générale. Peu de références mentionnent une substance ou une famille de substances, à l'exception des néonicotinoïdes.

Certains auteurs mettent en évidence ce manque de connexion entre les objets d'étude et les critères qui fondent l'évaluation des effets des PPP dans le domaine de l'écotoxicologie et l'approche développée sur les conséquences sur les services écosystémiques. Des exceptions existent toutefois, comme une étude fondée sur une approche de modélisation économique et écosystémique pour expliciter les conséquences des modifications des relations au sein d'un réseau d'espèces impliquant les invertébrés (notamment relation zoo-phytoplancton) dans un lac exposé à la contamination par un insecticide organophosphoré, en matière d'épuration de l'eau et des services écosystémiques associés, notamment touristiques (Galic *et al.*, 2019).

L'impact des PPP sur certains services écosystémiques apparaît comme relativement peu documenté, alors que ces derniers sont liés à des fonctions pour lesquelles l'impact des PPP a été mis en évidence dans la littérature. La figure 17 montre l'éventail relativement restreint de services pour lesquels les impacts des PPP ont été étudiés, au regard de la diversité des fonctions pour lesquelles des effets sont renseignés.

Figure 17. Liens entre fonctions et services écosystémiques.

	Fonctions
F1	**Régulation des échanges gazeux**
F2	**Dissipation des contaminants dans les écosystèmes terrestres et aquatiques**
F3	**Résistance aux perturbations**
F4	Rétention d'eau dans les sols et les sédiments
F5	Régulation des flux d'eau
F6	Albédo
F7	**Production et apport de matière organique dans les écosystèmes terrestres et aquatiques**
F8	**Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques**
F9	Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments
F10	**Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques**
F11	**Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques**
F12	**Fourniture et maintien des habitats et biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques**

→

	Services écosystémiques
Services d'approvision-nement	**Plantes cultivées et sauvages** Animaux d'élevage et sauvages Matériel génétique Eaux de surface et souterraines
Services de régulation et de maintien	Qualité de l'atmosphère **Maintien des cycles de vie, habitats et ressources génétiques** Atténuation des nuisances anthropogéniques **Contrôle des maladies** Qualité des sols Régulation des événements extrêmes Qualité de l'eau
Services culturels	Représentations intellectuelles et interactions avec l'environnement Valeur de non-usage Interactions physiques et expérimentales avec l'environnement Interactions spirituelles et symboliques avec l'environnement

Liste des fonctions (à gauche, dans le tableau en vert) et des services écosystémiques (à droite, dans le tableau en saumon). En gras : fonctions et services les plus documentés dans le corpus, en lien avec les PPP.

Par exemple, le service écosystémique de formation et de maintien de la qualité des sols est lié, entre autres, à l'activité des producteurs primaires, des microorganismes et des invertébrés terrestres. Or l'ampleur des effets des PPP sur ces communautés, qui ressortent de la bibliographie passée en revue par ailleurs dans l'ESCo, indique qu'il s'agit d'une piste méritant d'être plus particulièrement étudiée, en lien notamment avec les impacts sur le service de production agricole.

Hormis l'exemple de la pêche dans les zones côtières australiennes cité précédemment, le milieu marin n'apparaît pas non plus, malgré l'importance des effets mis en évidence notamment sur les herbiers littoraux, les mangroves, les coraux, dont les fonctions écosystémiques sont soulignées, mais sans information sur les services écosystémiques qu'elles supportent. Le niveau élevé de contamination de certaines ressources halieutiques (bivalves, certains poissons du fait des processus de bioaccumulation) indique également un impact à analyser sur le service d'approvisionnement correspondant.

Méthodes d'évaluation

Concernant les méthodes d'évaluation, la grande majorité des articles mobilise l'approche de l'évaluation marchande des services écosystémiques en se centrant d'abord sur la question de la relation entre utilisation des PPP et niveau obtenu pour le service d'approvisionnement alimentaire, puis en élargissant éventuellement à d'autres services utiles à la production agricole. Les évaluations faisant appel aux méthodes non marchandes sont rares. Bien que ces dernières aient été créées à l'origine pour aborder l'évaluation de services culturels, elles sont finalement autant utilisées pour compléter l'évaluation du service de production agricole que pour celle des services culturels ou de régulation.

Les analyses coûts-bénéfices, qui consistent à comparer différents scénarios ou options de gestion sur la base de critères de rentabilité économique, tendent à négliger de nombreuses sources de bénéfices notamment non marchands, et ne permettent donc pas jusqu'à présent d'intégrer l'ensemble des services écosystémiques. Les analyses coûts-efficacité, qui identifient la meilleure option pour atteindre un objectif défini *a priori* qui peut être différent de la rentabilité, sont très peu représentées dans le corpus. Pourtant, elles constituent en principe la méthode de comparaison de scénarios à privilégier, comme cela a été fait par exemple pour le bon état écologique des eaux.

La bibliographie met en évidence la complexité des interactions entre services qui peuvent être antagonistes ou synergiques, et présenter des dynamiques différentes de réalisation et de valorisation suivant les acteurs, les échelles et les pas de temps considérés. La question des voies de compromis, ou *trade-off*, à trouver entre différents services est ainsi souvent posée. Le concept de bouquet de services a été proposé pour internaliser autant que possible ces interactions dans l'objet d'analyse.

Application à l'évaluation des risques

En ce qui concerne la mobilisation du concept de service écosystémique dans la perspective de l'évaluation des risques, sont en particulier mis en évidence les besoins d'identifier les principaux taxons ou communautés impliqués dans la fourniture des différents services écosystémiques à travers les fonctions écosystémiques impactées par les PPP, et de définir des indicateurs quantifiables pour traduire les effets des PPP dans une perspective d'évaluation des conséquences de ces effets sur les services écosystémiques. L'établissement d'un référentiel apparaît également nécessaire pour définir les niveaux d'effets considérés comme acceptables ou inacceptables et les niveaux de services écosystémiques correspondants. Les stratégies à développer pour permettre de tenir compte de la spécificité des sites et de mettre en œuvre une évaluation à l'échelle du paysage sont également mentionnées.

Connexions interdisciplinaires

Une disjonction a été constatée entre les communautés scientifiques qui interviennent dans l'évaluation des impacts des PPP sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques, d'une part, et sur les services écosystémiques, d'autre part, avec des objectifs mais aussi et surtout des approches et méthodes propres. L'identification de ce verrou plaide pour une meilleure connaissance réciproque des concepts de l'écotoxicologie et des services écosystémiques.

Enfin, la valeur des services écosystémiques étant étroitement associée à leur perception, une meilleure compréhension de la teneur des attentes de la société relative aux services impactés par les PPP et de leurs évolutions mériterait de faire l'objet de travaux de sociologie et d'anthropologie. De même, la perception par les agriculteurs des services écosystémiques dont ils disposent et sur lesquels ils influent reste très peu documentée dans le contexte français.



5. Points transversaux de préoccupation ou d'amélioration

L'examen des différentes étapes jalonnant les liens de causalité entre les utilisations de PPP et leurs effets sur la biodiversité, les fonctions et les services écosystémiques, permet d'identifier transversalement les points de préoccupation ou d'amélioration qui ressortent comme éléments clés de manière partagée à l'ensemble du corpus bibliographique analysé.

Parmi les caractéristiques des substances, certaines apparaissent comme plus particulièrement déterminantes de leurs effets, ce qui soulève des questions quant au choix des produits utilisés en protection des cultures. Les dynamiques de transfert physico-chimique de ces substances conduisent pour certaines d'entre elles à des phénomènes d'accumulation difficilement prévisibles, qui sont observés à l'échelle du continuum terre-mer. De même, les dynamiques de propagation des effets biologiques et de combinaison avec d'autres facteurs de stress conduisent à une aggravation de la vulnérabilité des écosystèmes. À l'inverse, des améliorations ont pu être mises en évidence au cours des deux dernières décennies vis-à-vis de la contamination pour certaines substances ou certains milieux. Pour autant, bien que des avancées aient été enregistrées dans le recueil des données, des difficultés persistent sur le plan scientifique pour aborder de manière globale la contribution des PPP à la vulnérabilité des écosystèmes.

Questions relatives au choix des substances

Les PPP sont développés pour contrôler les ravageurs et les agents pathogènes des plantes cultivées. Produire un effet sur le vivant constitue donc fondamentalement la raison même de leur utilisation. Progressivement, l'attention croissante portée à la préservation de la biodiversité s'est traduite par la recherche d'un compromis entre effets recherchés sur les organismes ciblés *vs* effets non désirés sur les organismes non ciblés, dans une approche bénéfice/risque (voir section « Effets ciblés, non ciblés ou non intentionnels »). Dans cette optique, certaines caractéristiques comme la toxicité CMR, la persistance et la prédisposition à la bioaccumulation, ou le manque de spécificité, ont conduit au retrait progressif de substances parmi les plus préoccupantes. Toutefois, le remplacement d'une substance par une autre dont l'efficacité est basée sur d'autres caractéristiques s'est révélé, dans différents cas, générateur à terme d'autres effets sur les organismes non ciblés.

Persistance et bioaccumulation

Comme indiqué dans le chapitre 3, les familles de substances dont les effets sur la biodiversité sont les plus documentés sont aussi celles pour lesquelles un recul historique est possible, et donc les plus anciennes et les plus persistantes, comme par exemple les organochlorés (ex. : DDT, lindane) et les organophosphorés (ex. : dichlorvos, parathion méthyl) et leurs produits de transformation, ou celles des triazines (atrazine, simazine, terbutryne) ou des phénylurées (diuron, isoproturon). Ces substances ont pour la plupart été interdites d'utilisation, mais leur présence dans l'ensemble des compartiments de l'environnement et dans le biote, où certaines s'accumulent bien que leurs concentrations diminuent progressivement, reste largement attestée par les dispositifs de surveillance.

Parmi les substances encore utilisées, certaines ne se dégradent pas telles que le cuivre. Élément présent à l'état naturel, le cuivre est utilisé comme fongicide. Or la répétition des utilisations conduit au fil du temps à une accumulation dans les sols et les milieux aquatiques à des concentrations qui atteignent dans certains cas des niveaux générateurs d'effets sur les organismes. Ces effets sont vérifiés à des niveaux sublétaux pour le cuivre, avec des conséquences notamment sur la production primaire (microalgues et cyanobactéries), la décomposition de la matière organique et les interactions microbiennes ou plantes-microorganismes.

Une moindre persistance est donc généralement recherchée, mais elle ne se traduit pas systématiquement par une moindre écotoxicité.

Efficacité et toxicité

Les quantités de substances actives appliquées sont à considérer au regard du caractère pondéral de ces substances.

Des progrès ont été accomplis sur l'efficacité des substances à faible, voire à très faible dose. Mais elles sont également potentiellement toxiques à faible dose pour les organismes non ciblés, et leur présence dans les écosystèmes peut produire des effets mis en évidence par la littérature. De plus, leur surveillance est rendue plus difficile par le faible niveau de concentration auquel elles sont présentes, qui limite la capacité à les détecter. Des études en laboratoire (Thomson et Hoffmann, 2006) permettent d'établir des indices de toxicité des PPP, sur la base desquels peuvent être calculées des valeurs de toxicité cumulative d'un ensemble de PPP utilisés. Ces valeurs pourraient être prises en compte par les utilisateurs de manière à raisonner le choix des produits afin de limiter les impacts sur les organismes non ciblés. Il a notamment été montré pour un ensemble de 12 substances actives utilisées dans des vergers que des valeurs cumulatives élevées diminuent fortement les populations des organismes auxiliaires des cultures, et en particulier des forficules (McKerchar *et al.*, 2020).

Intensité et fréquence d'utilisation

Certaines substances ont été initialement perçues comme relativement peu impactantes par rapport à d'autres du fait de leur moindre persistance et/ou de leur moindre écotoxicité, comme le glyphosate et le S-métolachlore pour les herbicides, ou les néonicotinoïdes



pour les insecticides. Il en résulte une utilisation très largement répandue, qui soulève d’autres problématiques liées à l’étendue des surfaces concernées et/ou au caractère répété des applications sur les mêmes surfaces, qui engendre un phénomène de pseudo-persistance de ces substances dans l’environnement, c’est-à-dire une persistance liée au fait que la substance n’a pas le temps d’être dégradée entre deux utilisations. Ce phénomène de pseudo-persistance, qui concerne la grande majorité des milieux, limite les possibilités de refuge et de récupération pour les organismes non ciblés. Il conduit également à la détérioration des ressources trophiques et des habitats exposés aux substances. Un tel phénomène est documenté avec une portée générale pour les substances dont les quantités vendues sont les plus importantes, mais il peut aussi caractériser un contexte local particulier suivant les pratiques mises en œuvre.

Sélectivité du mode d’action

La sélectivité du mode d’action permet en théorie de centrer l’efficacité du PPP sur sa cible, et de limiter les effets non souhaités sur les organismes non ciblés. Or cette approche a montré des limites du fait de voies d’exposition ou de types d’effets qui ne sont pas envisagés *a priori*.

Alors que l’on pensait initialement que les néonicotinoïdes étaient très sélectifs des insectes en raison de l’affinité particulière de ces derniers pour les récepteurs nicotiniques, des effets ont été identifiés *a posteriori* sur de nombreux autres taxons. Chez les oiseaux, des preuves de plus en plus nombreuses remettent aujourd’hui en question cette sélectivité, et ils semblent être plus sensibles à la toxicité des néonicotinoïdes que les autres vertébrés (Mineau et Palmer, 2013). La toxicité aiguë de ces insecticides aurait été sous-estimée d’un facteur 10 pour certaines espèces sauvages d’oiseaux, par rapport à celles déterminées sur les espèces modèles (Canard colvert ou Colin de Virginie). Des effets sublétaux sont également mis en évidence en lien avec les perturbations du système nerveux générées par les néonicotinoïdes, avec des conséquences notamment sur les aptitudes au vol et la migration. Ces effets directs sur les oiseaux ont été montrés en particulier suite à l’ingestion de semences traitées restées à la surface du sol.

En outre, la sélectivité du mode d’action ne considère pas les effets indirects qui découlent de l’élimination de la population ciblée. Par exemple, la flore adventice contrôlée par les herbicides constitue une diversité de ressources trophiques et d’habitats pour de nombreux invertébrés et microorganismes du sol. Il est à noter que cette question des effets indirects découlant de la suppression de la population ciblée ne dépend pas strictement de la sélectivité du mode d’action de la substance, ni de sa toxicité, car les mêmes effets indirects peuvent être induits par d’autres méthodes de contrôle des bioagresseurs. Elle est en revanche dépendante du degré de pression exercé sur la population ciblée.

Alternatives et déplacements d’effets

L’observation d’effets non souhaités d’une substance conduit en principe à son abandon, et éventuellement à son remplacement par une autre substance dont les effets évalués *a*



priori dans le cadre réglementaire sont moindres. Or il a été constaté que cette substitution peut s'accompagner d'un déplacement des effets vers d'autres milieux ou d'autres organismes. Par exemple, l'utilisation du prosulfocarbe en remplacement des herbicides phénylurées, interdits notamment en raison de leur persistance dans les eaux, a déplacé la problématique vers les transferts aériens. De même, les pyréthrinoïdes envisagés en remplacement des néonicotinoïdes nécessitent des applications répétées, et sont retrouvés dans les oiseaux, les mammifères, les reptiles et les amphibiens. Ils causent divers effets par exemple au niveau individuel chez des reptiles et des amphibiens (traits de vie, comportement) et infra-individuel chez des mammifères (effets de type perturbateurs endocriniens). Ainsi, Grimonprez et Bouchema (2021) soulignent que « la notion d'alternative devrait être pensée comme l'ensemble des méthodes et pratiques à déployer à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation permettant d'aboutir à une maîtrise comparable du risque phytosanitaire », au-delà de la simple substitution d'une substance par une autre.

Biocontrôle

Les substances et les organismes (ou agents) de biocontrôle sont considérés par les pouvoirs publics comme des solutions à promouvoir pour la protection des plantes. Pour partie, ces solutions reposent sur les principes de la lutte biologique, qui vise à réguler les populations de bioagresseurs par l'introduction d'agents de biocontrôle qui leur sont antagonistes. Au-delà des incitations mises en place dès le milieu des années 2010 pour favoriser leur utilisation (ex. : dispositions fiscales, allègement des évaluations, exclusion des objectifs nationaux de réduction des utilisations de PPP), ils font l'objet depuis 2020 d'une Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle. La définition française des PPP de biocontrôle est inscrite au Code rural et de la pêche maritime (CRPM, article L.253-6), et elle comprend :

- des macroorganismes (insectes, nématodes ou acariens qui peuvent être indigènes ou non indigènes), utilisés principalement comme insecticides ;
- des microorganismes (virus, bactéries ou champignons), utilisés principalement comme fongicides et insecticides ;
- des médiateurs chimiques, telles les phéromones et les kairomones (essentiellement de synthèse), utilisés principalement comme antagonistes des insectes ;
- des produits contenant des substances naturelles d'origine végétale, animale, microbienne ou minérale, dont les usages peuvent être très divers.

L'analyse de la bibliographie a révélé que, d'une manière générale, il existe peu de connaissances concernant l'impact des solutions de biocontrôle sur la biodiversité et sur les services écosystémiques, et peu d'études comparant les impacts de ces solutions à ceux des PPP de synthèse.

L'utilisation d'organismes vivants dans le biocontrôle, microorganismes et macroorganismes, amène pourtant une dimension spécifique par rapport aux PPP de synthèse. En effet, ils peuvent se multiplier, se déplacer et coloniser d'autres milieux. La persistance de ces organismes dans l'environnement fait parfois l'objet de controverses en raison de la variabilité des biotopes étudiés, où les paramètres environnementaux peuvent être très différents d'un cas à l'autre. Par exemple, dans le cas de *Bacillus thuringiensis* (Bt), la persistance peut

aller de quelques jours à plusieurs années. En conséquence de la persistance des microorganismes, leur impact sur le microbiote du sol a aussi fait l'objet de quelques publications spécifiques. Elles concernent surtout les bio-insecticides (ex. : Bt) et les biofongicides (ex. : *Clonostachys rosea, Bacillus subtilis, Trichoderma atroviride*). De manière plus générale, les quelques résultats concernant les microorganismes montrent que leurs impacts sont ambivalents : ils peuvent être délétères (modification de la biodiversité et de l'équilibre écologique du sol principalement) ou bénéfiques (biocontrôle de microorganismes phytopathogènes). Enfin, aucune référence n'a été identifiée permettant de documenter l'adaptation des organismes cibles aux molécules produites par les microorganismes, dont les antibiotiques. Dans le cas des macroorganismes, la persistance est assez bien étudiée, au moins à court terme, car elle est une composante essentielle de leur efficacité. La persistance à long terme (plus d'une année) reste peu connue. L'utilisation des macroorganismes prédateurs fait partie des solutions de biocontrôle dont l'impact sur la biodiversité a été le plus étudié, notamment dans le cas de la coccinelle arlequin *Harmonia axyridis* : celle-ci a conduit à une baisse de la biodiversité des espèces de coccinelles autochtones et à l'établissement des populations introduites dans le biotope.

L'impact des substances naturelles reste également peu étudié. D'une manière générale, elles tendent à avoir une faible écotoxicité. Toutefois, certaines substances (insecticides abamectine et spinosad) ont une écotoxicité supérieure ou égale à celle de leurs homologues de synthèse présentant le même mode d'action et les mêmes cibles moléculaires.

À notre connaissance, aucune étude ne s'est intéressée aux effets des médiateurs chimiques sur la biodiversité et les services écosystémiques.

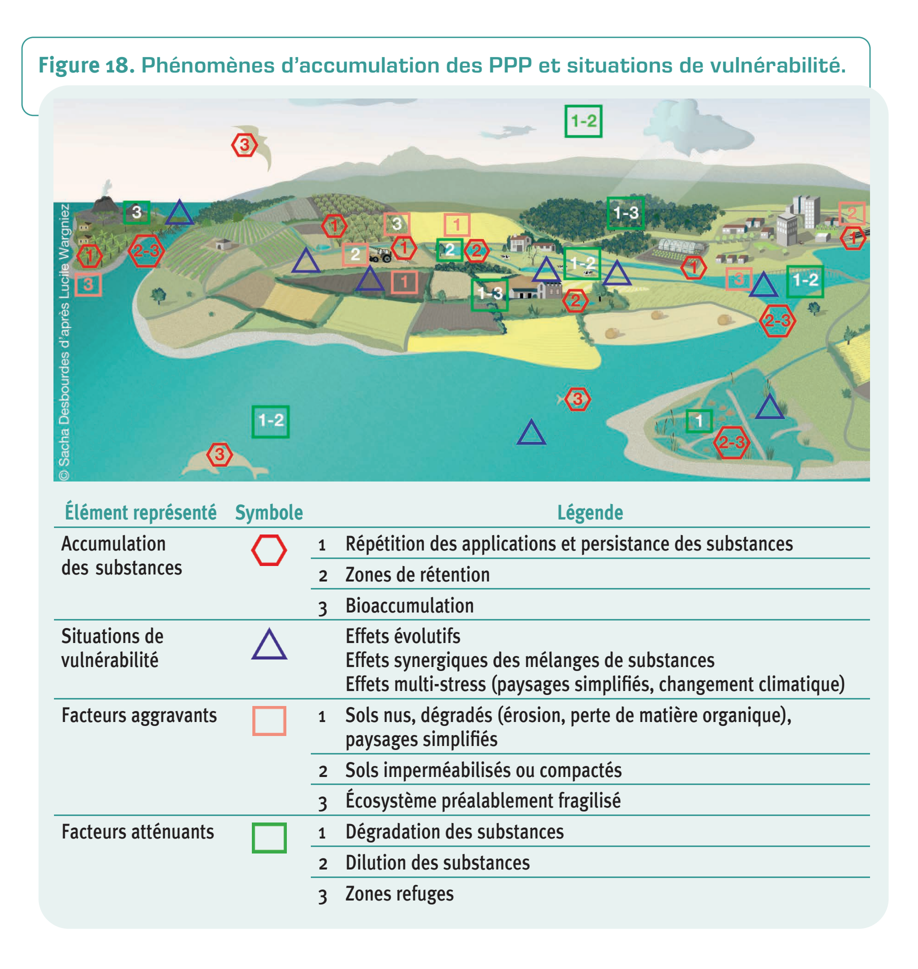
Il apparaît ainsi que le développement des solutions de biocontrôle nécessite de renforcer l'étude de leurs effets indésirables, qui s'avère à ce stade particulièrement lacunaire, pour s'assurer de la compatibilité de leur utilisation avec la préservation de la biodiversité. Des travaux récents (Jack *et al.*, 2021) se sont interrogés sur le risque d'invasions microbiennes en agriculture et ont alerté sur la recrudescence d'utilisation de microorganismes comme produits de biocontrôle, mais aussi comme biostimulants. Ils s'interrogent également sur la production et la dispersion en masse de microorganismes bénéfiques qui pourraient devenir invasifs avec des conséquences inattendues sur la santé des plantes, les communautés des sols et les services écosystémiques. En effet, les microorganismes bénéfiques peuvent devenir parasites (ex. : mycorhize), peuvent entraîner des modifications du microbiote et favoriser des plantes envahissantes, ou conduire à des sols suppressifs (ex. : *Streptomyces* et production d'antibiotiques).

Phénomènes d'accumulation

Dans leur milieu, les organismes sont exposés à des mélanges complexes de PPP, incluant leurs éventuels produits de transformation ainsi que les adjuvants et co-formulants. L'exposition peut se faire de manière simultanée ou successive, avec une possible accumulation lorsque la substance n'est pas dégradée (persistante) ou trop souvent réappliquée

(pseudo-persistante, voir section « Intensité et fréquence d'utilisation »). Dans les sols des parcelles traitées, cette temporalité dépend majoritairement des pratiques agricoles. À l'échelle plus large des agrosystèmes, et en dehors de ceux-ci, elle dépendra principalement des dynamiques de transfert des différents PPP, selon les milieux considérés et leur éloignement de la source de contamination. À cette pression chimique s'ajoutent aussi généralement d'autres sources de stress, qui peuvent être notamment en lien avec la destruction des habitats et/ou le changement climatique. Ainsi, l'interconnexion des milieux ne se traduit pas par un gradient du niveau d'exposition qui décroîtrait régulièrement du lieu d'application jusqu'à l'océan. Les situations le plus souvent décrites dans la bibliographie comme faisant l'objet d'accumulation, qu'il s'agisse des substances comme des effets, sont représentées dans leur contexte géographique à l'aide de la figure 18.

Figure 18. Phénomènes d'accumulation des PPP et situations de vulnérabilité.



Élément représenté	Symbole		Légende
Accumulation des substances	hexagone rouge	1	Répétition des applications et persistance des substances
		2	Zones de rétention
		3	Bioaccumulation
Situations de vulnérabilité	triangle bleu		Effets évolutifs Effets synergiques des mélanges de substances Effets multi-stress (paysages simplifiés, changement climatique)
Facteurs aggravants	carré rose	1	Sols nus, dégradés (érosion, perte de matière organique), paysages simplifiés
		2	Sols imperméabilisés ou compactés
		3	Écosystème préalablement fragilisé
Facteurs atténuants	carré vert	1	Dégradation des substances
		2	Dilution des substances
		3	Zones refuges

Accumulation des contaminations par les PPP

De manière générale, les niveaux de contamination diminuent au fil du continuum terre-mer, avec l'éloignement dans le temps et dans l'espace du moment et du lieu d'application des PPP. Ce gradient n'existe toutefois pas de manière régulière et systématique. Le devenir des substances dans l'environnement connaît, en contrepartie des processus de dégradation, des phénomènes de rétention, d'accumulation et de relargage. La cooccurrence de ces phénomènes peut favoriser dans certains cas l'accumulation dans certains compartiments (plus ou moins éloignés du lieu d'application) de substances en mélange et/ou de produits de transformation. Le gradient d'accumulation peut ainsi être schématisé comme résultant de deux tendances contraires qui se conjuguent en fonction des caractéristiques du continuum terre-mer :

- les processus qui conduisent à une diminution des concentrations : dissipation et dégradation, dilution dans l'eau, dégradation abiotique (ex. : ultraviolets, température, pH) et biotique (ex. : microorganismes), ainsi que les processus de détoxication au sein même des organismes ;
- les processus qui conduisent à une augmentation des concentrations : transport par les courants aériens pouvant conduire à des re-dépôts localisés, rétention dans les sédiments et/ou la matière organique, accumulation dans le biote ou les eaux souterraines[22].

Ces dynamiques présentent un caractère ambivalent. En effet, les processus mentionnés ci-dessus comme réduisant les concentrations peuvent aussi augmenter l'étendue des zones contaminées (ex. : air, estuaires, océans) et donc des populations exposées, ainsi que la diversité des substances présentes (produits de transformation en plus des substances mères). De même, les processus de rétention peuvent réduire temporairement l'exposition des organismes en limitant la biodisponibilité des substances mais, à l'occasion de conditions environnementales induisant la libération des molécules (ex. : érosion des sols, crues remobilisant des sédiments) ou lors de la consommation d'une proie contenant des PPP, l'exposition sera d'autant plus importante.

En fonction de la persistance des composés, le transport peut se faire à plus ou moins longue distance : locale, mais aussi régionale, voire continentale.

Sols et sédiments

Directement concernés par l'application des PPP, les sols, particulièrement ceux utilisés pour l'agriculture, constituent une zone d'accumulation des PPP, bien que les concentrations et le type de PPP soient très variables selon le type de culture mis en œuvre.

Dans les milieux aquatiques, les sédiments peuvent également constituer des zones d'accumulation de certains PPP, en particulier les plus persistants et les plus hydrophobes (tels que les organochlorés, qui sont des POP). Ils sont généralement transférés sous forme particulaire, liés aux matières en suspension.

22. Les eaux souterraines sont exclues du périmètre de l'ESCo du fait de leur moindre interaction avec les organismes étudiés, mais elles constituent un enjeu important en ce qui concerne l'accumulation des PPP.

Zones de transition

Les lagunes littorales méditerranéennes et les baies semi-fermées (ex. : bassin d'Arcachon, abers bretons) constituent des écosystèmes d'interface enclins à retenir les apports de leurs bassins versants et potentiellement à les accumuler. La pression liée aux PPP est jugée importante sur ces milieux, où on retrouve jusqu'à une quarantaine de substances actives simultanément dans chaque échantillon d'eau. Il s'agit principalement d'herbicides et de fongicides, en lien avec les activités agricoles des bassins versants. Les concentrations y sont globalement plus fortes et le nombre de substances détectées plus élevé qu'au niveau des masses d'eau côtières. Les estuaires sont des zones de transition dynamiques, caractérisées parfois par la présence d'un bouchon vaseux qui peut interférer dans le devenir des substances apportées par les cours d'eau jusqu'au littoral. Cette zone peut en effet être un piège pour certaines d'entre elles dont les capacités d'adsorption sur les matières en suspension sont élevées (PPP hydrophobes), ou parfois une simple zone de transition induisant un transfert conservatif uniquement par dilution pour les substances les plus hydrophiles.

Biote

Les caractéristiques physico-chimiques de certaines substances leur confèrent la propriété de persister dans les tissus des organismes, où elles ne sont ni dégradées, ni éliminées. Il en résulte que la concentration observée par prélèvement dans les tissus augmente au fil des épisodes d'exposition. En particulier, les réseaux trophiques peuvent constituer une voie de bioamplification, par la consommation de proies elles-mêmes contaminées (voir section « Contamination du biote et exposition des organismes »). Ainsi, dans les zones éloignées du lieu d'application où les substances sont diluées ou dispersées dans le milieu, elles peuvent se trouver à l'inverse concentrées dans les tissus des prédateurs supérieurs (en particulier mammifères marins, poissons carnivores, rapaces, dont l'habitat est peu contaminé mais qui présentent des niveaux élevés d'imprégnation). Cette dynamique joue également sur les transferts entre écosystèmes, par exemple de l'eau vers la terre par consommation par des organismes terrestres de larves ou d'insectes aquatiques contaminés, des espaces agricoles vers des espaces plus sauvages par l'intermédiaire d'oiseaux ou de grands mammifères prédateurs, des eaux côtières vers les eaux du large par les poissons prédateurs.

Contextes et situations de vulnérabilité

La vulnérabilité d'un écosystème au regard des utilisations de PPP résulte de la combinaison entre l'exposition, la sensibilité aux PPP et sa répartition entre les espèces, ainsi que de la capacité de récupération des communautés présentes, qui dépend elle-même de l'état physiologique des organismes, en lien avec les autres sources de stress s'associant à la pression exercée par les PPP. Les impacts des PPP sur la biodiversité sont ainsi en grande partie dépendants du contexte et difficilement généralisables. La pression exercée par l'exposition aux PPP se combine sur le terrain à d'autres sources de stress, dont les deux principales sont la destruction des habitats liée à l'intensification agricole et à l'urbanisation, et

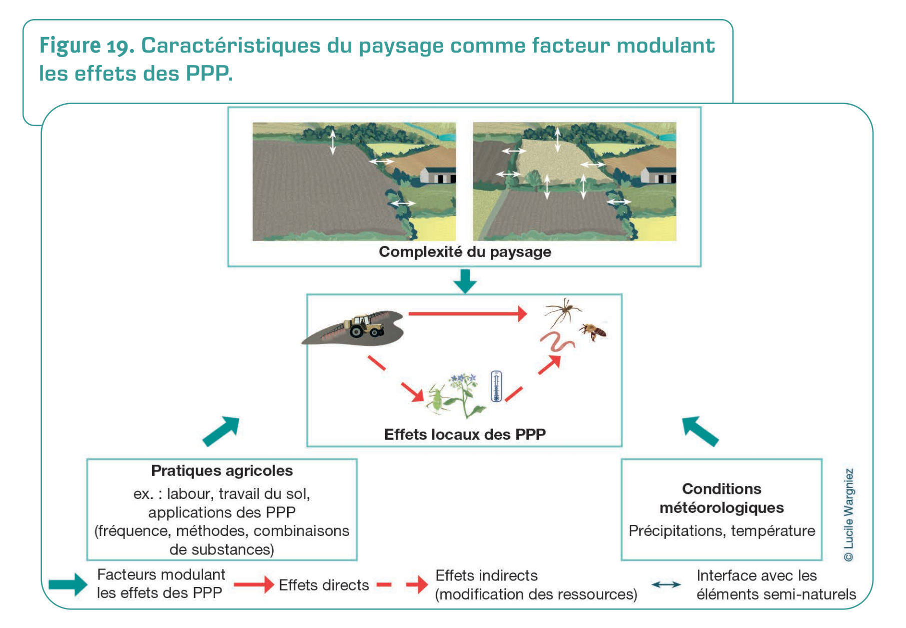


les évolutions liées au changement climatique. À une échelle plus locale, l'ensemble cumulé des pressions se traduit par des modifications dans l'équilibre des interactions biotiques, qui par répercussion peuvent aggraver encore l'effet initial des PPP.

Paysages simplifiés

Qu'il s'agisse de l'agriculture ou des JEVI, de nombreux travaux ont montré l'influence majeure de la composition et de l'arrangement spatial des habitats semi-naturels dans les paysages sur l'abondance et la diversité des communautés et leurs capacités de récupération suite à un impact, ainsi que sur les fonctions et services écosystémiques associés. En tant qu'habitat et source de nourriture pour les organismes, les caractéristiques du paysage vont avoir un effet déterminant sur leur capacité à faire face à la pression exercée par l'exposition aux PPP. La perte de zones refuges, leur discontinuité, le manque de diversité des bordures de champs, comme de celle du couvert au sein des cultures, tendent le plus souvent à aggraver l'impact des PPP sur la biodiversité, comme l'illustre la figure 19 pour l'exemple des invertébrés terrestres. De telles interactions sont observées en contexte agricole, notamment pour les abeilles. Concernant les JEVI, l'effet négatif de l'usage d'insecticides dans les jardins sur les abondances de papillons et de bourdons est observé principalement dans les zones fortement urbanisées, où les habitats alentour sont moins favorables aux pollinisateurs et ne permettent pas, par exemple, la mise en place de processus de recolonisation. Par la modélisation, la présence de zones boisées riveraines dans les paysages a également été montrée comme un élément important qui limite la dégradation de l'état écologique des petits cours d'eau dans certains pays européens, dont la France (Schriever et Liess, 2007).

Figure 19. Caractéristiques du paysage comme facteur modulant les effets des PPP.



La variation concomitante des différentes caractéristiques des agroécosystèmes susceptibles d'affecter la biodiversité complique l'identification et la quantification de l'effet spécifique de chaque facteur considéré isolément, et les variables paysagères sont souvent considérées comme des facteurs de confusion quand les études visent à évaluer l'impact des PPP sur la biodiversité. La majorité des travaux de recherche étudient donc séparément ces aspects ou tentent de contrôler l'un des (ou certains de ces) facteurs (ex. : traitements expérimentaux ou semi-expérimentaux) et/ou cherchent à dissocier les facteurs (ex. : analyses statistiques et méta-analyses, choix de sites aux caractéristiques orthogonales) pour tenter de hiérarchiser leur rôle. Par exemple, dans une large étude européenne, Geiger *et al.* (2010) ont cherché à dissocier l'impact des différentes composantes de l'intensification agricole telles que la perte d'éléments paysagers, l'agrandissement des tailles de parcelles, l'utilisation de fertilisants et PPP sur la biodiversité et le potentiel de contrôle biologique. Les caractéristiques du paysage, notamment la taille moyenne des parcelles et le pourcentage de surfaces en cultures arables dans un rayon de 500 m, avaient un effet significatif sur la richesse spécifique (notamment plantes et carabidés) et la prédation de pucerons. Sur les 13 composantes d'intensification mesurées, l'usage d'herbicides, d'insecticides et de fongicides avait un effet négatif constant sur la biodiversité (plantes sauvages, carabidés et oiseaux nicheurs au sol). Les insecticides réduisaient également le potentiel de contrôle biologique d'organismes nuisibles.

Cependant, un problème majeur souvent non abordé dans les articles est que, de manière sous-jacente, les caractéristiques paysagères et les intensités d'usage de PPP sont corrélées, les usages les plus intensifs étant réalisés dans des paysages simplifiés du fait de l'intensification passée et actuelle des pratiques. Dans la réalité de terrain des agroécosystèmes, les organismes sont ainsi soumis de manière conjointe à la pression des facteurs paysagers et de l'usage de PPP.

Plusieurs méta-analyses convergent notamment pour montrer que le rôle bénéfique de l'agriculture biologique sur la biodiversité varie selon les caractéristiques paysagères environnantes : l'effet bénéfique de l'agriculture biologique sur la biodiversité est plus fort lorsque le pourcentage du paysage occupé par les parcelles arables augmente, c'est-à-dire dans les régions d'agriculture intensive. Il est en revanche moins vérifié dans les paysages complexes et/ou hétérogènes comprenant des parcelles cultivées de taille réduite, incluant des habitats semi-naturels et présentant une connectivité entre habitats.

Des travaux de modélisation menés sur différents taxons (ex. : oiseaux, campagnols, lièvres) et différents types de PPP (ex. : insecticide, fongicide) ont également mis en évidence que l'intensité des effets des PPP variait selon les caractéristiques de la composition du paysage (type de culture et proportions de surfaces cultivées/habitats optimaux) et de sa configuration spatiale (arrangement spatial entre zones traitées et non traitées, connectivité/fragmentation). Ces études soulignent que l'évaluation des risques à l'échelle populationnelle nécessite la prise en compte des facteurs paysagers (composition, configuration, connectivité) au vu de leur importance dans la modulation des expositions et des effets.

Changement climatique

Les sources de stress pouvant être reliées au changement climatique (ex. : augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, phénomènes de crues, acidification des océans) apparaissent le plus souvent dans les études comme sources d'une augmentation de la sensibilité des organismes et de la vulnérabilité des populations aux toxiques présents dans l'environnement (incluant les PPP). De même, ces substances peuvent réduire la capacité des organismes à faire face aux conséquences du changement climatique. Ainsi, 83 % des études ayant combiné une élévation de température et une exposition aux PPP ont montré une interaction synergique de ces facteurs (Holmstrup *et al.*, 2010 ; Köhler et Triebskorn, 2013). Par ailleurs, des effets sublétaux de substances neurotoxiques peuvent induire une réduction des capacités locomotrices et donc de déplacement des aires de vie, comme cela a été montré chez la demoiselle (*Coenagrion scitulum*) exposée au stade larvaire à l'insecticide pyréthrinoïde esfenvalérate. Cela peut donc induire chez ces populations une augmentation de la vulnérabilité face au changement climatique.

Outre la pression qu'il induit directement sur les organismes, le changement climatique devrait également influencer l'évolution des usages de PPP, et donc les conditions d'exposition à ces substances qui en découlent. Il devrait également influencer le devenir des PPP dans les différents compartiments environnementaux. En modifiant les propriétés physico-chimiques et biotiques de ces derniers et leurs dynamiques (qui peuvent être observées par exemple avec les successions planctoniques, ou la phénologie des plantes perturbées par le changement climatique), il influe en effet sur la cinétique et sur l'importance relative des divers processus de transfert.

Déplacements d'équilibre des interactions biotiques

Les relations biotiques verticales comme horizontales jouent sur la sensibilité aux PPP du fait de la pression de prédation ou de la limitation des ressources. Ainsi, des effets de PPP d'ampleurs différentes ont pu être observés en fonction de paramètres tels que la disponibilité de ressources trophiques, la présence/absence de prédateurs, ou d'autres éléments qui déterminent la structure et la dynamique des interactions entre organismes vivants. Les interactions symbiotiques telles que les relations hôte-microbiote, ou les interactions hôte-pathogène, peuvent également influencer ou être influencées par l'exposition aux PPP.

Des études ont pu être conduites au cas par cas pour observer le caractère additif, synergique ou antagoniste de la relation entre les effets de certains PPP et les interactions biotiques sur certaines espèces. Par exemple, Oliveira dos Anjos *et al.* (2021) se sont intéressés à la survie de daphnies exposées à un herbicide (diuron) et à un insecticide (chlorpyrifos) en présence ou non d'un prédateur (notonecte). Les résultats indiquent que les effets des différents stress peuvent s'additionner et devenir synergiques dans un milieu où la ressource alimentaire pour les daphnies est limitée. Par ailleurs, Zhao *et al.* (2020) ont montré que des modifications de la composition horizontale d'un réseau trophique

peuvent accroître ou diminuer les effets des PPP. Les attendus sont différents selon que le PPP induit de la mortalité (réduction de la compétition, effet compensatoire à l'échelle populationnelle, avec accès à la ressource pour un nombre limité d'individus, ici les survivants, mode *contest competition*), ou un effet sublétal pour l'ensemble des individus (augmentation de la compétition pour la ressource, sous un mode *scramble competition*). L'hypothèse d'interaction entre contaminant et densité-dépendance est également proposée pour expliquer les différences d'impact de l'herbicide diquat sur plusieurs traits d'histoire de vie de la limnée, selon que les conditions expérimentales favorisent ou non la compétition intraspécifique (Coutellec *et al.*, 2008).

Ainsi, dans certains cas, l'affaiblissement de certaines populations peut être favorable à d'autres au sein d'un écosystème. Par exemple, il a été observé que la limitation en nourriture peut augmenter la vulnérabilité individuelle aux PPP des larves d'éphémères (Hunn *et al.*, 2019), tandis qu'à l'inverse, chez la larve de trichoptère *Limnephilus lunatus*, la toxicité directe du pyréthrinoïde fenvalérate est compensée en conditions d'exposition chronique par la réduction de compétition intraspécifique résultant de la mortalité (Liess, 2002).

Si de nombreuses observations montrent ainsi des effets des PPP sur les équilibres biotiques au sein des communautés, il reste particulièrement difficile de conclure quant aux conséquences plus globales pour la biodiversité. À cette échelle, ce sont finalement les observations de terrain qui sont nécessaires pour identifier les répercussions des effets des PPP intégrant l'ensemble des interactions. C'est ainsi que, par exemple, le lien entre effets des PPP et déclin des populations d'invertébrés terrestres et aquatiques et d'oiseaux est désormais établi (voir section « Implication majeure des PPP dans le déclin de certains groupes taxonomiques »). La question des répercussions que l'on peut attendre d'un tel déclin sur la dynamique encore plus globale et à plus long terme des interactions biotiques reste ouverte.

Améliorations enregistrées

L'examen des connaissances disponibles permet de mettre en évidence des améliorations à différents niveaux. Les interdictions de substances parmi les plus toxiques se traduisent généralement par une baisse tendancielle de l'exposition des organismes à ces substances. En outre, une baisse des utilisations et un enrichissement de la biodiversité ont parallèlement été documentés dans certains JEVI ou certains systèmes agricoles, sans qu'un lien de causalité ait toutefois été mis en évidence.

Pour certaines substances

L'interdiction de substances entraîne généralement une diminution progressive de la contamination et des effets associés, sans toutefois les faire complètement disparaître et avec des délais variables suivant les substances, les milieux et les zones étudiées.



Cette disparition peut par exemple être plus lente dans les sédiments ou dans certains organismes que dans l'eau. Ainsi, la tendance au retrait des substances dont la toxicologie est classée CMR1 (potentiel cancérogène, mutagène et toxique pour la reproduction avéré) s'est traduite par une décroissance de la présence de ces substances dans les milieux aquatiques de surface au fil des années. La baisse de 20 % entre 2008 et 2017 de l'IPCE (indice d'évolution des pesticides dans les cours d'eau) suivi dans le cadre du plan Écophyto reflète ce résultat. Cet indice, fondé sur les données des réseaux de surveillance instaurés dans le cadre de la DCE, dépend directement de la méthodologie employée, que ce soit en matière de substances, de stratégie d'échantillonnage ou de performances analytiques. Ces réseaux suivent prioritairement les substances classées CMR, et pondèrent les concentrations relevées en fonction de la toxicité connue. Le retrait des substances actives s'est ainsi traduit par une amélioration de l'indice, notamment du fait d'une tendance à la baisse des concentrations des herbicides les plus toxiques et persistants désormais interdits. Il n'est toutefois pas encore possible de tirer de conclusion sur l'évolution globale du degré de contamination des milieux, car ces substances sont remplacées par d'autres dont le comportement dans l'environnement n'a pas encore pu être observé ou qui ne sont pas suivies dans le cadre des réseaux de surveillance.

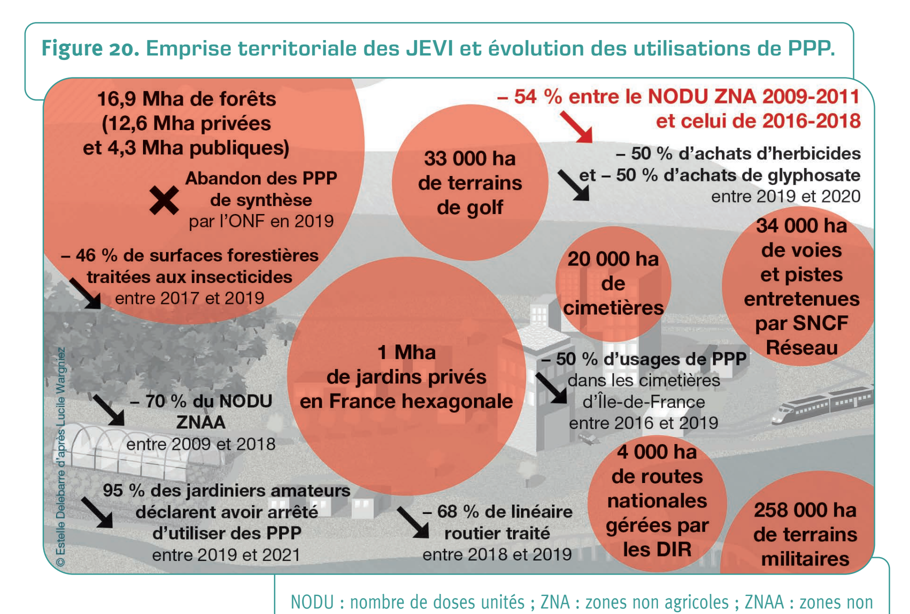
Dans les espaces JEVI

Les JEVI font l'objet de dispositions réglementaires spécifiques et d'une trajectoire globale dans l'utilisation des PPP qui se distinguent de celles des utilisations agricoles (figure 20). Cet état de fait est en outre variable suivant les différentes typologies incluses sous le terme de JEVI (réduction dans les espaces verts, davantage que pour l'entretien des voies de circulation par exemple). À ce titre, les JEVI ont pu être envisagés comme terrains d'observation des effets sur la biodiversité par comparaison entre zones où les PPP ont été retirés ou pas. Les éléments rassemblés montrent essentiellement deux voies de transition vers l'abandon des PPP. D'une part, le recours au désherbage mécanique ou thermique, avec un accroissement de la main-d'œuvre employée. D'autre part, une utilisation de la biodiversité comme outil à part entière de la démarche de retrait des PPP, avec des implantations choisies d'espèces permettant d'éviter la propagation des indésirables, et une révision des référentiels de gestion des espaces avec plus de tolérance vis-à-vis de la végétation spontanée. De ce fait, l'impact du retrait des PPP sur la biodiversité est la résultante à la fois de la réduction de la pression causée par les substances et de la mise en œuvre de modalités de gestion favorables à la biodiversité.

Cette dynamique spécifique aux JEVI fait l'objet de très peu de références dans le domaine académique traitant des impacts des PPP sur la biodiversité. Les utilisations de PPP dans les espaces non agricoles sont essentiellement traitées en lien avec des préoccupations de santé humaine et rarement de biodiversité. À l'inverse, les références abordant la biodiversité des espaces non agricoles traitent le plus souvent des modalités d'organisation de ces espaces, de leurs usages et de la connaissance de leur biodiversité, et documentent

rarement le lien avec les applications de PPP. Cette question a donc été traitée majoritairement à partir de sources non académiques qui permettent de documenter en parallèle l'évolution des utilisations de PPP dans les JEVI et celle de la biodiversité.

Figure 20. Emprise territoriale des JEVI et évolution des utilisations de PPP.



NODU : nombre de doses unités ; ZNA : zones non agricoles ; ZNAA : zones non agricoles – usages amateurs ; DIR : directions interdépartementales des routes ; ONF : Office national des forêts ; SNCF : Société nationale des chemins de fer français.

Améliorations apportées et difficultés persistantes sur le plan scientifique

Recueil de données d'usage des PPP et de contamination par ces substances

Depuis le début des années 2000, les réseaux de surveillance de l'état de l'environnement ont progressivement accordé une place de plus en plus importante aux PPP. Le nombre des substances suivies dans chacun des compartiments de l'environnement a augmenté, même si la recherche des produits de transformation reste très fragmentaire. Avec le développement des techniques d'analyses par chromatographie (liquide ou gazeuse) couplées à la spectrométrie de masse, des listes de plus en plus longues de PPP de différentes familles chimiques sont suivies dans les milieux aquatiques continentaux et marins. Bien que l'air ne fasse pas l'objet d'une obligation de surveillance dans le cadre réglementaire, les campagnes menées depuis le début des années 2000 par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) fournissent une base de données



sur la présence des PPP parmi les plus riches en Europe, mais qui souffre d'une certaine hétérogénéité des méthodologies employées. La mise en place d'un dispositif de surveillance pérenne harmonisé a été décidée au niveau national en 2021. Concernant les sols, qui ne sont pas soumis non plus à des obligations de suivi relatives aux PPP, des campagnes de mesure ont également été initiées au début des années 2000 par le Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), mais celles-ci concernaient un nombre limité de PPP et de produits de transformation désormais interdits, à savoir des insecticides organochlorés, des herbicides triazines et phénylurées ainsi que le cuivre. Les mesures ont conduit à des cartographies des teneurs, en particulier pour le cuivre et le lindane. S'appuyant sur le RMQS, le projet Phytosol a permis d'amorcer une extension de cette surveillance afin d'analyser 110 PPP dont l'usage est actuellement autorisé (sélectionnés sur la base de recommandations formulées par l'Anses). Les premiers échantillonnages ont été réalisés en 2019 et 2020 dans 50 sites associés à ce réseau, principalement en grandes cultures et en viticulture ; les résultats de ces analyses ne sont pas connus au moment de la rédaction de cette synthèse.

La liste des composés à rechercher doit toutefois être régulièrement actualisée afin d'être au plus proche des pratiques phytopharmaceutiques en cours. Celles-ci sont approchées par différents moyens instaurés dans le cadre du plan Écophyto. La BNVD est alimentée depuis 2009 et constitue la principale référence pour le suivi global des quantités de PPP vendues. Elle est constituée à partir des déclarations servant d'assiette au calcul de la redevance pour pollution diffuse appliquée aux PPP, et les informations recueillies se sont progressivement affinées. En 2012 a été mise en place une spatialisation des utilisations à partir du code postal de l'acheteur. Ces données sont stabilisées et utilisables à compter de 2015. Les pratiques phytopharmaceutiques font en outre l'objet d'enquêtes statistiques sur les pratiques culturales réalisées par le ministère chargé de l'Agriculture. Basées sur un échantillonnage, elles permettent d'établir des tendances moyennes aux échelles nationale et régionale sur les nombres de traitements annuels et les quantités utilisées. Enfin, une méthodologie unifiée de calcul de l'IFT (indicateur de fréquence de traitements phytosanitaires) a été mise en place pour constituer un référentiel et faciliter l'observation des évolutions ou les comparaisons de pratiques phytopharmaceutiques au sein d'un groupe d'exploitations agricoles ou d'un type de culture.

Connaissances fondamentales sur l'écologie des communautés et des écosystèmes

L'importance des effets indirects, associée à la difficulté à expliquer et à anticiper leur dynamique et leurs conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes, est un point de blocage pour conclure de manière quantifiée sur le rôle spécifique et la part relative des impacts des PPP sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques, qui traverse de manière récurrente le corpus bibliographique analysé. Cette difficulté renvoie, entre autres, à l'insuffisance des connaissances fondamentales sur le rôle fonctionnel des espèces à différents niveaux d'intégration biologique (population, communauté,

écosystème, biome), et sur l'analyse des réseaux d'interaction entre elles et avec le biotope, dans les environnements naturels aquatiques et terrestres.

Cela est notamment illustré dans le cas des invertébrés, qui représentent la majeure partie de la biodiversité animale et jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes. Bien que les effets des PPP soient très documentés pour ces organismes, les notions de diversité régionale (diversité gamma) ou de dissimilitude interlocalités (diversité bêta) ne sont jamais abordées. De plus, malgré l'existence de différents indicateurs de diversité fonctionnelle (voir par exemple Schmera *et al.*, 2017) pour les macro-invertébrés aquatiques, il reste nécessaire de poursuivre le développement de descripteurs capables de traduire l'activité des organismes dans l'écosystème (comportement) pour étudier et quantifier leur contribution à la réalisation de processus écologiques tels que la bioturbation, la dégradation de la matière organique, la pollinisation, qui contribuent à différentes fonctions écosystémiques.

Par ailleurs, le développement, souvent mis en avant comme prometteur, des démarches explicatives de type AOP souffre d'un profond manque de connaissance des mécanismes d'action à l'origine des effets non intentionnels aux échelles infra-individuelle et individuelle (dépendant des métabolismes de chaque espèce), mais aussi des conséquences sur la *fitness* individuelle, d'où une incapacité à prédire les répercussions sur les paramètres populationnels et écosystémiques. En outre, les AOP ne permettent pas de résoudre le problème posé par l'évaluation des effets indirects.

Standardisation et caractère opérationnel des outils

L'analyse de la littérature a permis de montrer que les recherches scientifiques concernant la contamination des milieux par les PPP, et ses impacts sur la biodiversité et les fonctions et services écosystémiques, étaient sources de développements et d'innovations conceptuelles et méthodologiques. Cependant, la plupart des méthodes développées et utilisées dans la sphère scientifique ne sont pas standardisées, ce qui limite parfois la portée des résultats qu'elles génèrent, notamment dans le cadre des démarches opérationnelles incluant les démarches réglementaires.

Ce constat est particulièrement bien illustré par le cas des méthodes « -omiques », qui s'appuient sur des technologies en constant développement, aussi bien au niveau des techniques d'amplification et de séquençage qu'au niveau des approches et des outils de bio-informatique pour l'analyse des séquences. De ce fait, la plupart d'entre elles ne sont pas encore assez matures pour être standardisées. Elles manquent en outre d'un référentiel d'interprétation pour traduire les effets observés à partir de différentes méthodes « -omiques » mises en œuvre en conséquences biologiques et écologiques. Il serait donc pertinent d'établir un guide des bonnes pratiques (voire tendre vers des démarches de standardisation) dans l'acquisition et le traitement des données générées par ces méthodes, afin de faciliter leur utilisation et de les appliquer en routine à une grande diversité d'organismes. L'exemple de l'application du *metabarcoding* aux diatomées benthiques pour l'estimation de la qualité écologique des cours d'eau (Vasselon



et al., 2017) illustre bien le caractère prometteur de ce type d'approches. Pour ce type d'organismes, et plus généralement pour les producteurs primaires, le développement en parallèle d'outils d'imagerie pourrait également permettre d'avancer dans la reconnaissance taxonomique, le phénotypage des plantes supérieures et l'observation plus globale à l'échelle des biofilms.

De même, la méthode PICT, utilisée avec succès pour renseigner *in situ* l'impact des PPP sur les communautés microbiennes naturelles exposées dans différents écosystèmes (Bérard *et al.*, 2021), n'est pas encore utilisée (ni utilisable) dans le cadre réglementaire, en raison notamment de l'absence de protocoles normalisés et d'un référentiel d'interprétation. Ces aspects sont plus avancés concernant l'approche SPEAR, qui a été largement appliquée aux macro-invertébrés aquatiques à différentes échelles, y compris au niveau français. Sa pertinence concernant les diatomées benthiques, pour lesquelles il n'a été appliqué que très récemment dans un contexte australien (Wood *et al.*, 2019), reste encore à démontrer dans le contexte français (ou plus généralement européen).

Potentialités de la modélisation et accessibilité des données

La modélisation est mentionnée de manière récurrente comme solution pour intégrer les processus en jeu à différentes échelles d'espace et de temps, et notamment relier les dynamiques d'utilisation, d'exposition et d'effets.

Concernant les transferts de PPP, la modélisation présente des potentialités pour évaluer l'efficacité des dispositifs visant à les limiter (ex. : matériel antidérive, zones non traitées, haies, zones humides, fossés) et en paramétrer les caractéristiques. Toutefois, à l'échelle du bassin versant, la déclinaison des modèles sous forme d'outils opérationnels reste encore un enjeu. L'insuffisance des données et l'estimation des incertitudes associées aux résultats constituent toujours des obstacles à l'utilisation de ces modèles pour hiérarchiser des scénarios de changements de pratiques et d'aménagements à cette échelle. Par ailleurs, le couplage de types de modèles différents est souvent invoqué. Par exemple, il est proposé de coupler des modèles de transferts hydrologiques, atmosphériques, mais également agronomiques (Voltz *et al.*, 2019).

Il existe six grandes catégories de modèles pour évaluer les effets écotoxicologiques et écologiques des PPP, elles sont résumées dans le tableau 3 (Larras *et al.*, 2022a).

Parmi ces modèles, les modèles populationnels spatialisés présentent des potentialités soit en intégrant les caractéristiques paysagères en tant que telles (Topping et Weyman, 2018), soit en modélisant les dynamiques spatiales à partir de données individuelles.

À l'échelle du paysage, il s'agit notamment d'estimer la contamination des organismes, la toxicité d'un PPP ou les effets démographiques en tenant compte de la variabilité des structures paysagères et de l'exposition (Topping *et al.*, 2015). À cette échelle, les approches de modélisation sont particulièrement intéressantes pour mieux comprendre les différents facteurs impliqués dans le déclin de certaines espèces et pour prioriser leurs effets.



Tableau 3. Principales catégories de modèles écotoxicologiques et écologiques recensés dans la bibliographie.

Catégorie	Modèle	Caractéristiques	Sorties d'intérêt
QSAR	Relation structure-activité quantitative	Relation entre structures chimiques et activités des PPP	Toxicité aiguë, propriétés mutagènes, facteurs de bioconcentration
DR et TKTD	Dose-réponse (DR)	Relation entre concentration d'exposition et réponse ou effet individuel, après un temps d'exposition fixé	Survie, croissance, reproduction, mobilité, activité enzymatique, taux d'alimentation…
	Toxico-cinétique-Toxico-dynamique (TKTD)	Relation entre exposition et effet individuel, incluant l'évolution au cours du temps de l'exposition et des effets	Survie, croissance, reproduction, mobilité, activité enzymatique, taux d'alimentation…
Population	Population	Relation entre effets individuels et réponse démographique, incluant les conditions écologiques d'existence de la population	Taux d'accroissement de population, densité de population, risque d'extinction, temps de récupération démographique, modification de la structure populationnelle (notamment répartition spatiale)
Multi-espèces	Distribution de sensibilité des espèces (SSD)	Effets à l'échelle d'un ensemble d'espèces (sans prise en compte des interactions entre espèces)	Évaluation probabiliste d'une concentration dangereuse pour un certain % d'espèces dans l'assemblage
	Réseaux trophiques (ou chaînes trophiques)	Interactions écologiques entre espèces en présence : modèles « simples » (ex. : relation prédateur-proie) ou « complexes » (réseau d'interactions écologiques et prise en compte des facteurs abiotiques)	Bioamplification et effets indirects *via* le phénomène des cascades trophiques
	Modèle de communauté		Effets directs sur les espèces et/ou indirects sur les relations entre espèces, à l'échelle de la communauté et/ou sur les services écosystémiques
Paysage	Modèles d'habitats aux échelles locales, régionales ou nationales	Impacts écologiques à l'échelle du paysage, prise en compte de la dimension spatiale (implicitement ou explicitement)	Réponses démographiques au sein de différents habitats, maintenance d'espèces non cibles, niveaux de contamination
Mélanges	Addition des concentrations (CA), action indépendante (IA), TKTD	Effets des mélanges de PPP sur les traits de vie individuels	Synergie, antagonisme, neutralité

Cependant, la modélisation ne permet pas à ce stade d'intégrer les effets transgénérationnels, et les modèles de communautés et de réseaux trophiques ne sont pas suffisamment développés à des échelles pertinentes pour simuler les processus écologiques, en particulier dans un contexte multi-stress.

Par ailleurs, pour améliorer l'évaluation des impacts des PPP, il est mentionné le besoin de coupler des modèles écotoxicologiques, qui décrivent les effets des PPP, à des modèles écologiques, qui informent sur les interactions entre les organismes et les fonctions qu'ils fournissent.

Les modèles bioéconomiques sont également invoqués pour permettre une évaluation large des impacts des PPP sur les services écosystémiques. De telles associations se heurtent toutefois encore au verrou de la formalisation d'indicateurs d'impacts et de cadres d'interprétation partagés.

Il est important de souligner que si la modélisation apporte des potentialités majeures pour la production et l'utilisation de connaissances sur les impacts des PPP, ces potentialités ne peuvent être réalisées qu'avec l'appui de connaissances fondamentales décrivant les processus en jeu, et de données d'observation indispensables à l'élaboration, au paramétrage et aux tests de validation des modèles.

Enfin, la question de la transposition de ces outils à des types de traitement, comme le biocontrôle, ou à des contextes, comme les outre-mer, différents de ceux qui ont servi à leur développement, reste prégnante. Des approches par typologie de milieux à enjeux (avec les modèles, scénarios et jeux de données associés) permettraient de prioriser les contextes d'application sur lesquels faire porter les efforts.

6. Interactions entre science et réglementation

Les PPP sont développés au croisement d'injonctions contradictoires : ils doivent faire preuve d'efficacité sur les organismes ciblés, mais sans effet inacceptable sur les autres. L'encadrement réglementaire des produits s'articule ainsi autour des critères conduisant à identifier les effets non intentionnels et à établir leur degré d'acceptabilité. Dans ce domaine, les autorités sanitaires indépendantes[23] jouent un rôle central sur les plans scientifique (par le financement d'études, la publication d'articles) et réglementaire (par l'établissement de références s'imposant aux acteurs et l'évaluation de la validité des dossiers soumis au regard de ces références). Trois principaux niveaux structurent cette interaction entre science et réglementation pour l'évaluation des impacts des PPP :

- le cadrage de la méthode d'évaluation et des études requises. Sur la base de la bibliographie existante, les autorités sanitaires établissent les obligations à respecter par les pétitionnaires quant aux processus de transfert et aux types d'effets sur la biodiversité à prendre en considération. Ces exigences génèrent à leur tour de l'activité scientifique sur la connaissance des processus et des effets correspondants ;
- la détermination des seuils d'effets. Des tests ou des mesures normalisés standardisent les protocoles de mise en évidence de la contamination et des effets, ainsi que leur interprétation en matière d'acceptabilité/inacceptabilité à l'aide de seuils ;
- la décision finale d'autorisation. Elle prend en considération, en lien avec les éléments précédents, d'autres domaines de préoccupations impactés par les utilisations de PPP (politiques, économiques ou juridiques). Ainsi, des dérogations ont pu être accordées au niveau national pour des substances non approuvées au niveau européen (ex. : néonicotinoïdes), ou à l'inverse des restrictions ont pu être décidées au niveau national pour des substances dont l'évaluation au niveau de l'UE a permis l'approbation (ex. : sulfoxaflore, glyphosate).

Ainsi, si l'évaluation des risques est fondée sur des bases écotoxicologiques, la décision d'autorisation relève du gestionnaire de risque, qui intègre d'autres paramètres, économiques et sociaux. La décision finalement prise résulte donc d'un compromis entre des objectifs qui peuvent parfois être contradictoires.

Ces processus donnent lieu à des interactions à double sens entre science et réglementation, chargées d'enjeux, qui ont fait l'objet de travaux à l'interface des sciences humaines et sociales et de l'écotoxicologie. La bibliographie consultée dans ces domaines converge vers une mise en critique de la réglementation actuelle. Les insuffisances du dispositif ont suscité une littérature beaucoup plus abondante que ses améliorations ou ses succès. Cette critique de l'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité est en outre

23. L'Anses au niveau national, l'EFSA au niveau de l'Union européenne.

largement inspirée de la critique plus globale au sujet des effets sur la santé humaine. Ces travaux soulignent le décalage entre l'ambition d'une forte protection inscrite dans les principes de la réglementation, et les impacts résultant malgré tout de l'utilisation des PPP. Ils mettent en évidence la tendance à la complexification réglementaire qui résulte de ces enrichissements réciproques. Ils analysent aussi les contraintes qui conduisent à écarter du processus décisionnel une partie des connaissances scientifiques pourtant disponibles dans le champ académique. En outre, dans le domaine réglementaire, les évaluations de l'état des impacts observés sur l'environnement sont progressivement améliorées, mais restent difficilement prises en compte dans les processus de décision. Sur la base de ces constats, de nombreux travaux suggèrent des pistes d'amélioration, que ce soit sur le plan des modalités scientifiques de l'évaluation ou sur celui des processus décisionnels qui conduisent à l'autorisation des utilisations.

Niveau d'exigence et complexité de la réglementation sur les PPP

Les PPP font l'objet d'un ensemble réglementaire complexe rappelé dans la figure 21, dont le principal volet découle du Paquet pesticides en vigueur au niveau européen qui entoure la Directive n° 2009/128/CE instaurant un « cadre d'action pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable », le règlement (CE) n° 1107/2009 (2009b) qui établit les règles en matière d'évaluation des risques avant mise sur le marché, et un ensemble de textes relatifs notamment au matériel d'application, à l'étiquetage des PPP, au suivi statistique. Ils sont aussi concernés par des règles plus transversales comme les textes instaurant les instances et les processus d'évaluation des risques et qui encadrent notamment les activités de l'EFSA et de l'Anses. En tant que contaminants chimiques, ils sont aussi soumis à des obligations de surveillance dans le cadre des réglementations qui traitent de la protection des milieux et de la biodiversité et qui découlent des directives-cadres européennes sur l'eau, les milieux marins, la protection des habitats, de la faune et de la flore, et celle des oiseaux.

La réglementation européenne encadrant la mise sur le marché des PPP affiche un niveau d'exigence élevé quant à la protection de la santé humaine et de l'environnement. L'article 4 du règlement (CE) n° 1107/2009 (2009b) établit en effet comme condition d'approbation des substances qu'elles n'aient « aucun effet nocif sur la santé humaine ou animale ni aucun effet inacceptable sur l'environnement », lorsqu'elles sont utilisées conformément aux « bonnes pratiques phytosanitaires ». Cette réglementation est ainsi reconnue dans la littérature comme conférant un haut degré de protection de la biodiversité par rapport à la plupart des autres grandes juridictions, et l'UE a retiré (et continue de retirer) du marché de nombreuses substances problématiques en matière de santé humaine

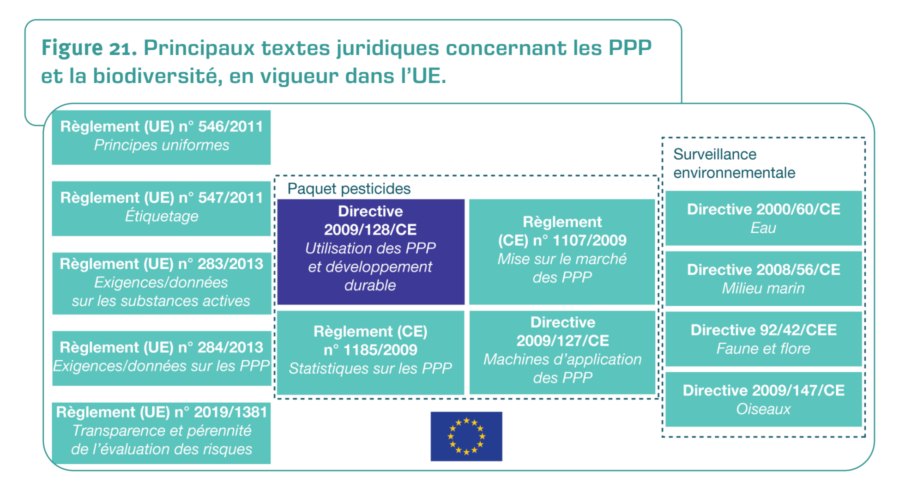


ou environnementale, qui sont encore autorisées par exemple aux États-Unis, au Brésil ou en Chine (ex. : acétochlore, atrazine, clothianidine, thiaméthoxame, imidaclopride).

Toutefois, la sophistication des règles européennes a conduit au développement, depuis une vingtaine d'années, d'un arsenal réglementaire dont la complexité nuit parfois à sa lisibilité. Par exemple, la tendance au retrait des substances les plus problématiques est contrebalancée par la multiplication des régimes dérogatoires. De même, le développement des méthodes inscrites dans les documents guides produits par l'EFSA ou l'Anses n'est pas toujours suivi d'effets, certains de ces documents n'étant pas adoptés par les autorités gestionnaires du risque (ex. : les lignes directrices EFSA de 2013 sur les pollinisateurs). La lisibilité des évaluations est également affectée par les grandes quantités et la complexité des données fournies dans les dossiers de demande d'approbation et d'AMM (autorisation de mise sur le marché), de ce fait difficiles à vérifier (Robinson *et al.*, 2020).

Malgré les objectifs ambitieux inscrits dans la réglementation, il est établi que les PPP jouent un rôle dans la réduction de la biodiversité et dans la dégradation de certaines fonctions écosystémiques (voir section « Conséquences sur les fonctions écosystémiques »). Un décalage entre les ambitions affichées par le droit de l'UE et la dégradation de l'environnement imputable aux PPP est donc observé.

Figure 21. Principaux textes juridiques concernant les PPP et la biodiversité, en vigueur dans l'UE.



Connaissances scientifiques disponibles non prises en compte

Les fondements scientifiques mobilisés dans le cadre réglementaire ignorent en partie les connaissances disponibles dans le champ académique, que ce soit du fait de l'organisation des processus décisionnels, du pas de temps nécessaire à l'intégration des connaissances disponibles dans ces processus, ou des contraintes propres au cadre réglementaire



(évaluation par substance, *a priori*, hors contexte d'utilisation). L'analyse de ce type de phénomènes a récemment été formalisée par l'agnotologie, ou étude des méconnaissances, comme un processus de fabrique de l'ignorance (Jouzel, 2019).

Spécificités réglementaires relatives au biocontrôle

La réglementation française qui s'applique aux produits de biocontrôle (article L.253-6 du CRPM) est spécifique et cherche à faciliter leur mise sur le marché (LAAAF loi n° 2014-1170). Ils bénéficient d'une taxe fiscale réduite pour les demandes d'approbation et d'autorisation, d'un délai d'évaluation réduit et de diverses exemptions (article R.253-11 du CRPM) : ils sont exemptés de l'interdiction (article L.253-5.1 du CRPM) des remises, rabais et ristournes, et de certaines conditions de vente appliquées aux autres PPP ; l'agrément n'est pas obligatoire pour un usage en prestation de service quand le produit ne comporte aucune mention de danger (article L.254-1 du CRPM) ; certaines publicités, interdites pour les PPP, sont autorisées (article D.253-43-2 du CRPM) pour le biocontrôle. L'utilisation de ces produits est également exemptée de l'obligation de la mise en place des mesures de protection des personnes à proximité de zones habitées ou de zones à usage d'agrément (article L.253-8 II du CRPM). Les PPP de biocontrôle peuvent être vendus et utilisés par des personnes publiques et pour les espaces verts, forêts, voiries ou promenades publiques (article L.253-7 du CRPM). Ils sont aussi dispensés des actions visant à réduire l'utilisation des PPP et des certificats d'économie des PPP (CEPP, articles L.254-10 à L254-10-9 du CRPM). Après l'obtention de l'approbation, les PPP de biocontrôle sont inscrits à l'annexe II du règlement (CE) n° 889/2008.

Les microorganismes, les médiateurs chimiques et les substances naturelles relèvent du règlement (CE) n° 1107/2009 (2009b) et font l'objet, au niveau national, d'une liste mise à jour mensuellement et diffusée *via* une note provenant du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation. Les macroorganismes non indigènes pouvant présenter des risques spécifiques pour l'environnement (ex. : espèces envahissantes) ne relèvent pas de la même réglementation. Depuis 2012, ils sont soumis au décret n° 2012-140 du 30 janvier 2012 relatif aux conditions d'autorisation d'entrée sur le territoire et d'introduction dans l'environnement de macroorganismes non indigènes utiles aux végétaux, notamment dans le cadre de la lutte biologique. Toutefois, ceux qui ont été introduits depuis plusieurs années, avant la date d'entrée en vigueur du décret, et qui ne présentent pas de risque particulier, sont dispensés d'une demande d'autorisation d'entrée ou d'introduction sur le territoire national.

Du fait des processus décisionnels

Les normes qui encadrent les conditions de réalisation des tests et des études écotoxicologiques constituant l'évaluation des risques s'appuient en grande partie sur les référentiels de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), qui joue un rôle d'harmonisation à l'échelle mondiale pour faciliter les échanges commerciaux. Or la bibliographie montre un manque de transparence et de gestion des conflits d'intérêts dans les processus d'élaboration de ces référentiels, qui ont des conséquences importantes quant aux types d'effets et de risques pris en considération, et donc sur les résultats de l'évaluation. Certains domaines de connaissance apparaissent ainsi comme écartés de l'évaluation des risques, lorsqu'ils n'ont pas été élaborés selon les normes réglementaires (Jouzel, 2019).

Les difficultés posées par une gestion présentée comme encore trop floue des liens d'intérêts au sein des collectifs d'experts qui établissent les normes et procèdent à l'évaluation des risques sont ainsi un sujet largement abordé dans la bibliographie. Les interactions entre expertise, industrie, marché et État sont décrites comme aboutissant à ce que Demortain et Boullier (2019) appellent « une expertise par le marché ». L'expertise des produits et de leurs risques est réalisée dans une situation qui se construit à la confluence d'une compétence scientifique, d'une problématique administrative et du marché.

Le principe selon lequel c'est au pétitionnaire d'apporter la preuve de l'innocuité de la substance pour laquelle il sollicite une approbation est analysé par certains auteurs comme une situation de conflit d'intérêts introduisant des biais. Ces auteurs s'appuient sur différentes études qui montrent que les travaux conduits ou financés par des acteurs développant des PPP sont plus susceptibles de conclure à l'innocuité que les études réalisées par des scientifiques indépendants de l'industrie.

Sur l'ensemble de ces aspects de procédure toutefois, des modifications ont été entretemps apportées par la révision en 2019, suite à l'initiative citoyenne sur le glyphosate de 2017, du règlement encadrant au niveau européen les processus d'évaluation (règlement (UE) n° 2019/1381, 2019). Ces modifications visent à répondre aux questions soulevées, notamment en renforçant la transparence et l'accès aux informations, la possibilité de conduire des études indépendamment de celles fournies par les pétitionnaires, les modalités de recrutement des experts et de gestion des liens d'intérêts.

Du fait du pas de temps d'évolution des normes et règles

L'intégration des connaissances scientifiques dans les processus réglementaires est un processus long qui introduit un décalage temporel entre la disponibilité des connaissances et des méthodes et leur prise en compte (Dedieu, 2021). Ce décalage inclut les étapes de recueil et d'expertise des travaux, et le cas échéant de normalisation des dispositifs de production et d'interprétation des résultats, de transcription dans des documents guides revus par les pairs, puis de soumission pour adoption par les instances politiques de l'UE lorsque la réglementation le requiert. Plus de dix années peuvent ainsi

couramment se dérouler entre la mise à disposition de connaissances et leur prise en compte en pratique dans l'évaluation des risques. La figure 22 montre l'enrichissement progressif des ressources scientifiques qui fondent les processus d'évaluation dans le cadre réglementaire de l'UE, ainsi que l'étalement dans le temps de cette progression. En outre, certains documents guides doivent faire l'objet d'une procédure d'adoption par le comité représentant les États membres de l'UE avant d'être rendus obligatoires. Il est ainsi arrivé que cette étape introduise un délai supplémentaire (cas de l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques en bordure des eaux de surface), voire un rejet des lignes directrices proposées dans le cas du document établi en 2013 sur l'évaluation des risques pour les pollinisateurs. Pour ce cas, il s'est ensuivi une révision de l'approche conduite par l'EFSA, et une prolongation de ses travaux sur les pollinisateurs pour la décennie suivante.

Du fait des contraintes propres aux cadres réglementaires

Normalisation des outils utilisés

La normalisation des tests est requise pour contrôler la validité des résultats obtenus. Or cette normalisation comporte des contraintes de mise en œuvre qui opèrent une sélection sur les types d'effets et les types d'organismes faisant l'objet de ces tests (adaptabilité au confinement, longueur du cycle de vie, délai d'observation de l'effet). Un compromis est donc recherché entre la représentativité des phénomènes étudiés et leur observabilité par des dispositifs expérimentaux répétables. Ainsi, le dossier écotoxicologique repose sur des tests réalisés sur des espèces supposées représenter la diversité des espèces sur le terrain et leur place dans l'écosystème. La figure 23 illustre cette focalisation de l'évaluation environnementale des risques sur la zone cultivée et les transferts à proximité immédiate, ainsi que le caractère sélectif de la diversité des espèces prises en compte en zone de culture, dans ses abords immédiats et dans les zones humides adjacentes. Enfin, la toxicité des produits n'est évaluée que sur des espèces modèles et adaptées à l'élevage en laboratoire, comme illustré dans la figure 23 par les cages situées dans les bâtiments. Certaines études réalisées en cosmes et à l'aide d'outils de modélisation visent à étendre l'analyse à des échelles plus complexes, mais elles ne sont mises en œuvre que dans le cas où l'approche de premier niveau a montré des effets non acceptables (voir section « Approche par niveaux, ou *Tiers* »). Les interactions paysagères, trophiques, les utilisations multiples dans l'espace et le temps ne sont notamment pas prises en compte.

L'interprétation des résultats des tests repose enfin sur la détermination d'objectifs de protection dont le niveau d'exigence n'est pas toujours consensuel (ex. : niveau d'effet considéré comme inacceptable, part de la population ou communauté observée sur laquelle ce niveau d'effet est atteint).

Mobilisation partielle de la modélisation

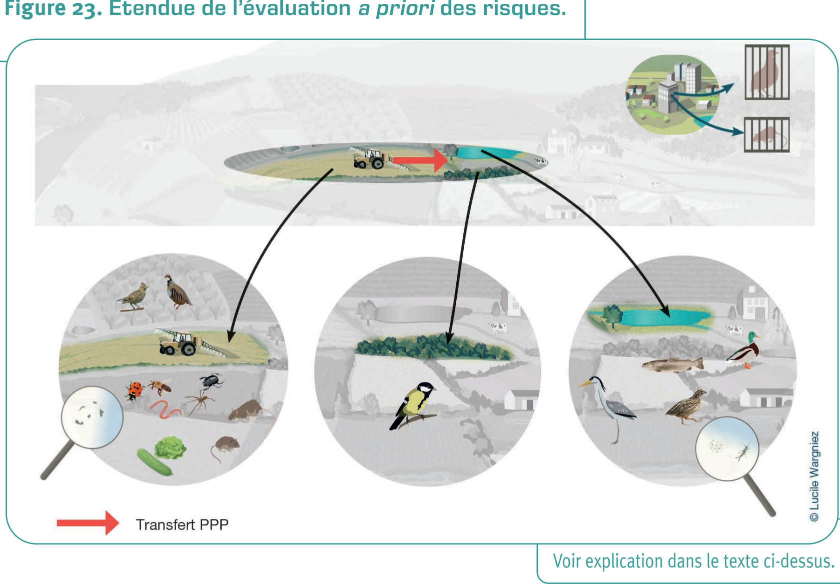
La modélisation apporte la possibilité de compléter l'évaluation en s'appuyant notamment sur les connaissances acquises expérimentalement. Toutefois, les modèles sont



Figure 22. Évolution des principaux référentiels scientifiques pour l'évaluation des risques dans le cadre réglementaire de l'UE.

OSP : Objectifs spécifiques de protection ; Q et R : questions et réponses.

Figure 23. Étendue de l'évaluation *a priori* des risques.



Voir explication dans le texte ci-dessus.

parfois fondés sur la base de postulats non valables *in natura* et de données physiologiques, biologiques et écologiques encore très lacunaires. En outre, une part importante des modèles existants n'est pas mobilisée pour l'évaluation des risques. Dans le cadre de l'ESCo, une comparaison a pu être faite entre l'éventail des modèles référencés dans le corpus bibliographique et ceux effectivement utilisés dans le cadre réglementaire. Ces derniers sont essentiellement limités à des QSAR (Relation structure-activité quantitative), des modèles DR (Dose-réponse) et des modèles SSD (Distribution de sensibilité des espèces). Les modèles plus complexes de type TKTD (Toxico-cinétique-Toxico-dynamique), « population », « communautés », « réseaux trophiques », « mélanges », les modèles à l'échelle du paysage ainsi que les modèles d'exposome ne sont que très rarement utilisés (Larras *et al.*, 2022b). Bien que ce décalage ait été identifié depuis plus d'une décennie, l'acceptation et la validation de ces modèles complexes par les agences d'évaluation des risques restent limitées. Les informations et les compétences disponibles apparaissent insuffisantes pour attester la validité de ces outils dans un cadre réglementaire. La complexité des modèles est en effet mentionnée comme frein à leur mobilisation, les compétences requises étant parfois réservées au cercle restreint des équipes associées à leur développement, elles-mêmes ressortissantes d'une proportion réduite d'États membres au sein de l'UE.

Hypothèses et incertitudes

Les seuls éléments précisément connus au moment de l'évaluation des risques pour l'environnement avant mise sur le marché des PPP sont la substance active, ses caractéristiques



physico-chimiques (qui déterminent en partie son devenir dans l'environnement), son écotoxicité telle qu'évaluée sur la base des tests normalisés évoqués précédemment, et les principales formulations dont elle est susceptible de faire l'objet. Le reste de l'évaluation est nécessairement fondé sur des hypothèses qui couvrent les modalités et les conditions d'application, les caractéristiques de l'environnement récepteur, les espèces potentiellement exposées et leurs voies d'exposition, les autres substances avec lesquelles il est possible que le produit interagisse, etc. L'évaluation ne tient en outre pas compte de la succession chronologique des applications de PPP susceptible de limiter la possibilité de récupération, ce qui constitue une sous-estimation de l'exposition. Pour ces raisons, l'évaluation des risques intègre des facteurs de sécurité qui consistent à appliquer un coefficient multiplicateur aux résultats obtenus.

Ces nombreuses incertitudes peuvent conduire à un décalage entre les effets évalués et la réalité observée sur le terrain. Une communication insuffisante ou non assumée sur l'incertitude scientifique qui résulte de l'importance de ces hypothèses pour toute évaluation du risque est mentionnée dans la littérature comme susceptible d'altérer la confiance envers les agences d'évaluation.

Approche par niveaux, ou *Tiers*

Dans un premier temps, les scénarios d'exposition considérés sont dits « pire-cas », basés sur des hypothèses fortes d'exposition, mais réalisés sur un nombre limité d'espèces et de critères pris en compte (uniquement les effets directs notamment). Les résultats de ces tests sont assortis de facteurs de sécurité pour prendre en compte la différence de sensibilité entre individus et espèces. Ils sont parfois considérés comme surprotecteurs du fait du manque de réalisme des degrés d'exposition et de sensibilité envisagés, mais aussi parfois comme insuffisamment protecteurs car ne tenant pas compte de la diversité des espèces présentes et de leurs interactions.

Cette démarche peut être affinée par des tests complémentaires à différents niveaux appelés « *Tiers* » (*Tier 2* pour des essais supplémentaires en laboratoire, *Tier 3* pour des essais en cosmes ou sur le terrain). Ces tests visent à mieux définir la réalité de l'exposition, mais en focalisant d'autant plus sur un nombre réduit d'espèces. Dans les cas les plus complexes, des études en conditions semi-naturelles ou au champ peuvent être produites, mais aucun protocole normalisé ni recommandation précise n'est actuellement disponible pour ce faire. En outre, ces degrés complémentaires de l'évaluation ne sont requis que dans les cas où la première étape de test ne donne pas de résultat permettant l'approbation. Dans les cas où la première étape de tests donne des niveaux d'effets inférieurs aux seuils considérés comme acceptables, l'étude n'est pas approfondie sur la réalité des contextes d'exposition ni des interactions entre espèces. Dans les faits, l'examen des dossiers de 318 substances évaluées par l'EFSA entre 2011 et 2021 pour des demandes d'approbation ou de renouvellement montre que moins de la moitié des évaluations sont fondées sur des essais de terrain ou en cosmes permettant d'observer des effets au niveau des communautés.

Dans tous les cas, l'analyse des effets indirects (ex. : altération des ressources alimentaires) et plus généralement des interactions trophiques dans un écosystème reste très limitée, alors qu'elle est explicitement mentionnée dans le règlement (CE) n° 1107/2009 (2009b).

Approches scientifiques écartées

Ces procédures d'évaluation normalisées ne sont pas transposables à des échelles biologiques élevées, ni aux fonctions et services écosystémiques, et ne permettent pas de prendre en compte la complexité des effets des PPP sur la biodiversité. Ceci explique que les conclusions établies sur la base de tests réglementaires soient parfois infirmées par des observations de terrain documentées par ailleurs dans la bibliographie (sur la base d'essais de terrain ou de suivis post-AMM lorsqu'il s'agit de dossiers de renouvellement), souvent basées sur des protocoles différents de ceux qui sont utilisés à des fins réglementaires (ex. : espèces, stades de développement testés, conditions des tests). Les approches suivantes sont ainsi identifiées comme difficilement compatibles à ce stade avec les exigences propres à la mobilisation de connaissances scientifiques dans un cadre réglementaire :

- les connaissances basées sur des observations de terrain, qui ne sont mobilisables pour l'évaluation *a priori* que dans le cas de dossiers de renouvellement d'approbation, ou concernant des autorisations de nouveaux usages ou de nouvelles formulations pour une substance active déjà approuvée ;
- les résultats basés sur des méthodes spécifiques au projet de recherche dont ils proviennent, qui n'ont pas été normalisées ;
- les résultats qui établissent des corrélations, sans fournir la démonstration du mécanisme d'impact du PPP évalué sur la biodiversité observée ;
- les approches systémiques qui considèrent les facteurs en interaction et ne permettent pas d'isoler spécifiquement la part du PPP évalué dans les effets observés ;
- les outils de modélisation développés à des échelles intégrant les dynamiques de populations, de communautés ou de paysages, avec une approche plus complexe de l'exposition, nécessitant des compétences pour leur utilisation qui restent souvent réservées aux équipes de recherche qui les ont développés.

Enfin, au-delà des études développées spécifiquement par le demandeur de l'AMM, la prise en compte de la bibliographie académique est requise dans la procédure, notamment pour orienter la recherche d'effets potentiels suspectés à partir d'observations faites sur des substances ou usages présentant des caractéristiques proches, etc. Mais elle est entravée par la difficulté à traiter de manière systématique et reproductible la sélection des études les plus pertinentes dans un ensemble non standardisé de productions scientifiques, qui abordent de manière hétérogène les problématiques de terrain. Cette bibliographie n'est ainsi dans les faits que très partiellement mobilisée. Il faut souligner qu'aucune bibliographie ne peut bien évidemment être disponible pour les nouvelles substances.

Disjonction des évaluations avant et après mise sur le marché

La bibliographie fait état des mobilisations citoyennes qui, de plus en plus, s'appuient sur des résultats scientifiques disponibles, mais non pris en compte dans le cadre réglementaire, pour alerter les pouvoirs publics sur le renforcement nécessaire de l'encadrement de certaines substances au regard de leurs effets indésirables. Parallèlement, des initiatives ont commencé à être prises pour rendre plus systématique cette observation post-AMM, et mieux tenir compte des signaux d'alerte. C'est l'objet de la phytopharmacovigilance (PPV) et de son articulation avec, d'une part, les réseaux de surveillance instaurés par les réglementations sur la protection de la biodiversité et, d'autre part, les processus d'AMM. Cette démarche se heurte toutefois aux limites propres aux réseaux de surveillance existants, et à la prise en compte encore très partielle de ces résultats pour l'évaluation des risques lors d'une demande de renouvellement d'AMM.

Limites de la surveillance environnementale

Depuis de nombreuses années, la communauté scientifique souligne le manque de surveillance sur le terrain, à l'échelle du paysage et à long terme, du devenir des PPP dans les sols, l'air, les milieux aquatiques d'eaux douces et marines et le biote, ainsi que leurs effets sur les organismes et les communautés. Cette surveillance repose en grande partie sur les obligations qui découlent des directives européennes relatives aux milieux, à la faune et à la flore : DCE, DCSMM, Directive habitats-faune-flore (DHFF), Directive oiseaux.

Pour caractériser de manière systématique les impacts des PPP, les dispositifs reposent sur la sélection des substances, des espèces et des contextes considérés comme les plus à risque, et sur la base des critères et des indices considérés comme les plus révélateurs (ex. : normes de qualité environnementale, indices de biodiversité). Cette sélection est le résultat d'un compromis recherché entre la représentativité des impacts tels qu'ils se produisent dans l'environnement, d'une part, et la fiabilité des mesures, la lisibilité des résultats, la possibilité d'établir des évolutions temporelles et des comparaisons entre sites, d'autre part. Ces compromis donnent lieu à des insuffisances largement documentées dans la bibliographie analysée.

Le choix des substances surveillées, en particulier, néglige encore, malgré les progrès réalisés, la diversité des substances actuellement utilisées ainsi que les produits de transformation. Les suivis restent encore en grande partie focalisés sur des substances désormais interdites, mais qui restent prioritaires au regard de leur toxicité.

Les espèces et les communautés pour lesquelles le suivi est le plus couramment identifié comme insuffisant sont les microorganismes hétérotrophes et autotrophes, notamment les microorganismes symbiotiques, les protozoaires, le zooplancton, les pollinisateurs sauvages, les vertébrés aquatiques, les amphibiens, les reptiles et les chauves-souris (Mougin *et al.*, 2018).

D'une manière générale, de nombreuses lacunes sont soulignées quant à la connaissance fondamentale des écosystèmes et de leur fonctionnement, indispensable à l'amélioration

du pilotage de la surveillance environnementale. À ce titre, les dispositifs qui reposent sur une approche d'observation plus large du terrain, comme les Zones Ateliers et les programmes de recherche participative, sont souvent mentionnés pour leur capacité à mieux capter la diversité des effets et leur dynamique.

Limites de la prise en compte de la surveillance dans les évaluations des risques

Bien que mentionné dans le règlement (CE) n° 1107/2009 (2009b), le suivi des effets des PPP après leur mise sur le marché n'a fait l'objet d'aucune recommandation particulière au niveau communautaire. Au niveau national, un dispositif de PPV a été instauré en 2014 et mis en place par l'Anses à partir de 2015. Ce dispositif est unique en Europe par son objectif de centralisation et d'analyse croisée des données relatives aux effets indésirables documentés pour chaque PPP, produites par différents réseaux partenaires. Ces données proviennent essentiellement des réseaux de surveillance précédemment évoqués (voir section « Limites de la surveillance environnementale »), mais aussi du financement d'études complémentaires et de programmes de recherche, d'un portail de signalement par toute organisation ou citoyen ayant observé des effets non souhaités, ainsi que d'une veille bibliographique pour mobiliser les données publiées, ou identifier les pistes d'amélioration à mettre en œuvre. Ces données sont assemblées pour établir pour chaque substance une fiche de phytopharmacovigilance mise en ligne sur le site de l'Anses.

Or, à ce stade, les informations mobilisées ne couvrent encore qu'une partie restreinte des données existantes, compte tenu des contraintes relatives au degré de validation scientifique de la fiabilité de la donnée considérée, et de la priorité accordée à des paramètres pour lesquels des évolutions temporelles peuvent être établies, et pour lesquels des seuils de référence existent. La PPV couvre ainsi essentiellement des informations relatives à la contamination des milieux, et reste très limitée en ce qui concerne les effets sur la biodiversité. Parallèlement, de nombreuses données existantes restent trop peu mobilisées (ex. : réseau Ozcar, Observatoires de la zone critique : applications et recherche ; Zones Ateliers ; réseau SAGIR ; suivis réalisés par le MNHN, Muséum national d'histoire naturelle). Des travaux prospectifs sont en cours pour progressivement améliorer la prise en compte de ces connaissances disponibles, par exemple celles rassemblées par le MNHN dans le cadre de ses programmes de recherches participatives sur l'observation de la biodiversité (ex. : STOC, Vigie-Nature) croisées avec les données spatialisées sur les ventes de PPP (BNVD). Des études de ce type visant à combiner un suivi dans le temps des organismes, des applications de PPP ainsi que des mesures de résidus de PPP peuvent permettre d'aboutir à des conclusions plus claires entre l'exposition et les effets *in natura*.

Suivant ce même objectif, dans le cadre du plan Écophyto, un suivi des effets non intentionnels des PPP sur la biodiversité des terres agricoles est mis en œuvre, en mettant l'accent sur plusieurs groupes taxonomiques non ciblés (vers de terre, plantes de bord de parcelle, coléoptères et oiseaux), sur 500 parcelles exploitées (Andrade *et al.*, 2021).

Les objectifs consistent à détecter les changements dans la fréquence ou l'abondance des espèces indicatrices et les changements simultanés dans les pratiques agricoles incluant les applications de PPP, et d'améliorer les connaissances. Après quatre années d'études, les premiers résultats montrent une richesse plus importante du nombre d'espèces en agriculture biologique qu'en agriculture conventionnelle, essentiellement liée au nombre d'espèces plus élevé en bordure de champ. Ce laboratoire à ciel ouvert a permis d'identifier les éléments clés pour mener à bien ce type d'étude. Des problèmes sont néanmoins soulevés concernant des variables explicatives manquantes ou l'hétérogénéité des compétences d'identification des observateurs pour certains taxons, avec toutefois un apport de données solides et conséquentes dans le contexte agricole.

En principe, la réglementation prévoit que l'identification d'effets indésirables peut amener à prendre des mesures de restriction sur l'usage des PPP pour limiter les risques et protéger les écosystèmes. À ce stade, si les fiches établies dans le cadre de la PPV pour différentes substances sont bien transmises aux évaluateurs du risque lors de l'examen d'une demande de réautorisation, elles restent encore trop lacunaires pour apporter un réel complément sur l'identification des impacts sur la biodiversité.

Pistes d'amélioration les plus documentées

Face aux insuffisances des processus d'évaluation des impacts mis en œuvre dans le cadre réglementaire, les voies d'amélioration proposées sont formulées par des auteurs qui relèvent de l'écotoxicologie comme des sciences humaines et sociales. Elles peuvent être structurées en distinguant les recommandations portant sur les connaissances prises en compte dans le cadre réglementaire de celles qui portent sur les évolutions du cadre lui-même.

Dans le domaine des connaissances

Types de connaissances à prendre en considération

Certains auteurs estiment que l'insuffisance des procédures actuelles d'évaluation tient au fait que les données scientifiques prises en compte relèvent uniquement des sciences du vivant, sans tenir compte de données sociales (Hamlyn, 2017) qui font pourtant partie de la notion de développement durable invoquée par la Directive 2009/128/CE (Commission européenne, 2009a). Hamlyn (2017) prône ainsi une approche holistique et incluant des données économiques et sociales dans le processus de mise sur le marché. Ce type d'approche est présenté comme susceptible de mieux prendre en considération le rapport coûts/bénéfices dans la prise de décision.

En outre, de nombreux auteurs en sociologie, en droit, en science politique et en géographie soulignent l'absence de prise en compte de la complexité socio-écologique inhérente aux effets des PPP sur la biodiversité et les fonctions et services écosystémiques associés.

La pensée systémique, telle qu'observée par exemple dans le domaine de l'apiculture (Suryanarayanan, 2013), est le plus souvent ignorée dans les procédures réglementaires. La forme épistémique des connaissances observée chez des apiculteurs identifiés comme étant de type « naturalistes » (Adam *et al.*, 2020), à savoir l'ensemble des concepts, des mesures et des interprétations qui est spécifique de leur groupe social, repose sur des savoirs basés sur l'observation de terrain, considérant les contextes réels d'observation des dynamiques naturelles. Ces savoirs dits « intégrés » peuvent aboutir à des recherches sur les effets de certains PPP à long terme (c'est-à-dire plus de quelques semaines), sur les effets cumulatifs et sur les effets sublétaux. De la même manière, les savoirs non académiques (ex. : agriculteurs, collectifs de citoyens, résidents, ONG), notamment fondés sur l'expérience, ne sont pas pris en considération.

Outils scientifiques mobilisables

Compte tenu des contraintes propres au cadre réglementaire évoquées plus haut, toutes les connaissances disponibles dans le domaine académique ne sont pas directement mobilisables. L'adaptation et la généralisation de modèles et méthodes basés sur une vision systémique (ex. : expositions environnementales multiples, chroniques, ubiquistes, multidimensionnelles) sont rendues difficiles par le manque de données d'observation à grande échelle. De plus, il n'existe pas encore de critères simples permettant d'évaluer et de quantifier les effets des PPP sur la biodiversité, ni sur les fonctions et services écosystémiques.

La bibliographie met toutefois en évidence des voies d'amélioration possibles des outils scientifiques mobilisés dans les cadres réglementaires qui ont été abordées dans les parties méthodologiques de l'ESCo et sont récapitulées dans le tableau 4. La majeure partie des voies d'amélioration identifiées dans la littérature sont également rassemblées dans les travaux récents de Topping *et al.* (2020).

De nombreuses voies sont ainsi ouvertes pour la mobilisation d'outils, tant sur le plan méthodologique que technique.

Les nouvelles méthodologies déployées dans le cadre des études en microcosmes ou en mésocosmes, ainsi que les études basées sur les traits de vie, présentent un intérêt pour intégrer des réponses plus fonctionnelles et renforcer la prise en compte des interactions biotiques et des effets indirects des PPP. L'approche des effets transgénérationnels peut s'appuyer sur des organismes dont le génome est connu pour évaluer les capacités de résilience et de récupération des populations exposées. Les protocoles des tests expérimentaux pourraient ainsi être adaptés par exemple par le choix des traits biologiques et physiologiques des espèces testées, la durée et la répétition des expositions, les voies d'exposition, pour obtenir une évaluation plus représentative de la réalité écologique.

À plus long terme, les approches de type AOP, essentiellement orientées vers l'individu, pourraient aider à évaluer les causalités biologiques et les évidences empiriques qui soutiennent (ou réfutent) les relations entre des réponses mesurées à différents niveaux d'organisation biologique, donc à mieux lier données expérimentales et observations de



terrain. Les AOP reposent sur des événements moléculaires initiateurs variés : stress oxydant, inhibition du transporteur de la sérotonine, dommage à l'ADN, dysfonctionnement mitochondrial, mécanismes endocriniens (ex. : inhibition de la chitine-synthase, de la 11β-hydroxystéroïde déshydrogénase, activation du récepteur de l'hormone juvénile) et épigénétiques (inhibition de l'ADN méthyl-transférase). L'approche peut notamment être appliquée aux poissons, aux mollusques gastéropodes et aux bivalves, aux microcrustacés d'eau douce, aux plantes supérieures et aux microalgues. Le développement de ces AOP sur des espèces déjà utilisées comme modèles en écotoxicologie accroît l'intérêt de l'approche, en augmentant la base de connaissances sur ces modèles. D'une manière générale, l'étude des voies métaboliques *via* des méthodes *in vitro* (cultures cellulaires) ou par des approches de métabolomique (échelle des individus) permettrait d'évaluer *a priori* le comportement des PPP dans les organismes, d'appréhender la toxicité des produits de transformation formés et les différences interspécifiques.

Au niveau de la modélisation, l'évaluation de l'exposition du milieu est basée sur les modèles issus des travaux du groupe « FOCUS » qui, bien qu'ils présentent l'intérêt de simuler les transferts des PPP et la dynamique des chroniques d'exposition associées en sortie de parcelle traitée, ne permettent toutefois pas de décrire l'ensemble des processus impliqués dans le devenir et le transfert des PPP (ex. : transport particulaire), ni la grande diversité des pratiques agricoles existantes, et aucun modèle n'intègre le continuum terre-mer. Les principaux modèles utilisés pour évaluer les effets des PPP sont les QSAR, les DR, les TKTD et les SSD (Larras *et al.*, 2022b). Les modèles dits « population », « communautés » et « paysages » restent encore peu utilisés au niveau réglementaire, malgré leur intérêt reconnu (Topping et Luttik, 2017 ; Topping *et al.*, 2020 ; Larras *et al.*, 2022). Les modèles de population spatialement explicites représentent notamment une possibilité d'évolution majeure pour tester diverses hypothèses sur la base de scénarios théoriques, mais aussi pour évaluer le risque pour les vertébrés terrestres, les amphibiens, les reptiles ou les chiroptères (Ockleford *et al.*, 2018 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019). À l'échelle des paysages, certains auteurs recommandent qu'à l'avenir, les évaluations du risque utilisent des scénarios multiples représentatifs d'une large gamme de conditions de cultures et de paysages pour éviter l'occurrence de risques localement inacceptables.

Outre les innovations mobilisables sur les plans méthodologiques ou techniques, l'importance de la stratégie qui doit guider la mise en place des outils d'investigation est largement soulignée. Les analyses multi-résidus, les analyses non ciblées et les analyses basées sur les effets sont ainsi mises en avant pour le développement d'une biosurveillance pouvant être interopérable à large échelle, sur le long terme, au sein de différents niveaux trophiques. L'enjeu est de mieux détecter les situations ou les molécules à risques, les changements de dynamiques d'exposition aux contaminants, de renseigner sur les expositions multiples et de suivre l'efficacité des mesures de gestion. Pour ce qui concerne le choix des espèces testées, différents travaux récents proposent, sur la base du travail de Dietzen *et al.* (2014) et des exigences réglementaires, des espèces focales

Tableau 4. Outils scientifiques mobilisables dans les processus réglementaires pour les approbations et AMM (AMM) et pour la surveillance (PPV) et exemples d'outils (indiqués entre parenthèses).

Outils scientifiques mobilisables	Stress multiples	Prise en compte des mélanges et de l'historique d'exposition	Conséquences fonctionnelles
Mésocosmes[a]	AMM	AMM	AMM
Screening à partir d'espèces de génome connu (tests *in vitro* de récepteur d'hormones) ou bio-informatique			
Outils « -omiques » (ensemble des « -omiques », fonctionnels et structurels)	AMM	AMM	AMM
Biomarqueurs (AChE)	AMM	PPV	AMM
Approches traits fonctionnels (outil diagnostic)	AMM		PPV
Études dynamiques trophiques			
Surveillance multi-résidus, non ciblée, surveillance des effets (PICT, SPEAR), données de terrain	PPV	PPV	
Modélisation	AMM (CA, IA)	AMM (CA, IA)	

pertinentes mieux ciblées pour des cultures de céréales (oiseaux granivores comme la perdrix grise) en intégrant les pratiques agricoles (ex. : présence avant ou après semis) (Bonneris *et al.*, 2019).

L'évaluation des risques bénéficierait aussi d'études utilisant des espèces plus représentatives (des écosystèmes étudiés et de l'exposition supposée) et qui seraient focalisées sur l'adaptation des organismes aux PPP par des effets transgénérationnels (organismes dont le génome est connu, animaux modèles de laboratoire en *screening*), et d'études portant sur la résilience/récupération des populations exposées et sur les effets directs et indirects des PPP. Les études basées sur les traits de vie et les approches fonctionnelles devraient aussi être intégrées, de même que l'étude des interactions interspécifiques,

Paramètres à faire évoluer					
Niveaux d'organisation complexes	Choix des espèces et stades de vie considérés	Effets adaptatifs, transgénérationnels	Effets indirects	Effets sublétaux	Concentrations acceptables
AMM	AMM PPV	AMM	AMM	AMM	AMM
	AMM			AMM	
AMM PPV	AMM PPV	AMM PPV		AMM	
				AMM PPV	
AMM	AMM	AMM	AMM (aspect trophique)	AMM PPV	
AMM	AMM PPV		AMM PPV		
PPV	PPV			PPV	PPV
AMM (ALMaSS)	AMM PPV				AMM (TKTD, DEBtox)

ALMaSS : Animal Landscape and Man Simulation System ; CA : addition des concentrations ; DEBtox : Dynamic Energy Budget ; IA : action indépendante ; TKTD : Toxico-cinétique-Toxico-dynamique.
[a] Les études en mésocosmes sont dans certains cas requises au niveau réglementaire en *Tier 3* pour évaluer l'écotoxicité des PPP (voir section « Approches par *Tiers* »).

interguildes et intraguildes (qui sont notamment importantes en biocontrôle). Il est également nécessaire d'étudier les effets des PPP à l'échelle des réseaux trophiques.

De manière générale, pour mieux prendre en considération des données de terrain, nécessairement plus hétérogènes que les tests normalisés réalisés en laboratoire, un mode d'encadrement des dispositifs de production de résultats et de gestion, de partage et de traitement des données, est à développer qui soit plus adapté à des problématiques plus systémiques. Il pourrait s'agir de guides à un niveau intermédiaire entre l'absence d'harmonisation et la stricte normalisation (notamment pour l'utilisation à des fins d'évaluation d'impacts de méthodes de modélisation, « -omiques », ADN environnemental), qui amélioreraient la comparabilité et la compilation des résultats, tout en

permettant d'adapter les modalités opératoires aux contextes. Lancée en 2019, la plateforme public-privé Pepper (Plateforme public-privé sur la pré-validation des méthodes d'essai sur les perturbateurs endocriniens), destinée à organiser la pré-validation de méthodes de caractérisation des perturbateurs endocriniens, est un exemple des avancées récentes en ce sens.

Enfin, le développement des travaux relatifs à l'évaluation des services écosystémiques permettrait de compléter l'analyse des impacts par une mise en évidence de leurs conséquences sur certains enjeux plus particulièrement identifiés par les acteurs, comme l'a proposé l'EFSA (Benford *et al.*, 2016). Ce cadre d'analyse reste toutefois difficilement systématisable pour les approbations et des autorisations de mise sur le marché, compte tenu de la prise en compte encore très partielle des processus écologiques sur laquelle il repose, et des difficultés posées par l'arbitrage entre services bénéficiant à des acteurs différents.

Dans le domaine réglementaire

De nombreux auteurs soulignent la nécessité d'accroître la transparence et l'indépendance de la conduite des évaluations, notamment l'accessibilité des données utilisées pour constituer les dossiers. Les articles à ce sujet sont toutefois pour la plupart antérieurs à la mise en œuvre du règlement (UE) n° 2019/1381 (2019) , dit « Règlement Transparence », qui vise à renforcer la transparence et la pérennité de l'évaluation des risques dans la chaîne alimentaire, à l'échelle de l'Union européenne[24], entré en vigueur le 27 mars 2021, dont la vocation est d'apporter une réponse à ces préoccupations. Robinson *et al.* (2020) préconisent par ailleurs de recourir à des panels de scientifiques indépendants des intérêts économiques des pétitionnaires afin de rechercher, dans les méthodologies utilisées, des biais, des hypothèses invalides ou dépassées et des violations éventuelles du principe de précaution, afin de les réviser indépendamment des autorités administratives. Le même type de proposition figure dans un avis récemment publié par la Commission nationale de déontologie et des alertes en santé publique, concernant la confiance des citoyens vis-à-vis du processus d'évaluation du renouvellement de l'autorisation du glyphosate[25].

Différentes propositions portent sur les modalités de réalisation des études pour l'évaluation des risques, qui sont jusqu'à présent fournies par le demandeur de l'AMM. Afin de mieux préserver l'indépendance de ces travaux, il est proposé qu'ils soient pris en charge financièrement par l'industrie, mais commissionnés par les agences d'évaluation et réalisés dans des laboratoires publics indépendants. Le pétitionnaire n'aurait alors

24. https://www.anses.fr/fr/content/le-r%C3%A8glement-europ%C3%A9en-sur-la-transparence-un-nouveau-cadre-pour-l%E2%80%99%C3%A9valuation-des-risques-et (consulté le 9/01/2023).
25. https://www.alerte-sante-environnement-deontologie.fr/deontologie-et-alertes-en-sante-publique-et-environnement/travaux/avis-rendus/article/avis-sur-les-conditions-de-la-confiance-des-citoyens-vis-a-vis-du-processus-d (consulté le 9/01/2023).



Spécificités réglementaires relatives aux JEVI

La directive-cadre européenne sur l'utilisation durable des pesticides adoptée en 2009 prévoit la mise en place de mesures de protection des publics sensibles vis-à-vis des traitements phytopharmaceutiques. En France, la réglementation concernant l'utilisation des PPP dans les JEVI évolue progressivement depuis plus de dix ans dans le sens de l'abandon du recours à ces produits. C'est l'arrêté du 27 juin 2011, aussi appelé « Arrêté lieux publics » (ALP), qui initie les restrictions d'usages dans les espaces accueillant du public. Sont concernés les lieux habituellement fréquentés par des personnes vulnérables et les lieux ouverts au public, pour lesquels certains produits deviennent interdits (ex. : établissements scolaires, aires de jeux, abords des bâtiments d'accueil des personnes âgées, malades ou handicapées).

La loi n° 2014-110 du 6 février 2014, dite « loi Labbé », a fixé deux grandes échéances pour limiter dans les JEVI le recours aux PPP, à l'exception des produits de biocontrôle, des produits utilisables en agriculture biologique, et des produits à faible risque. Les dates d'entrée en vigueur de ces dispositions ont été avancées par l'article 68 de la loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LTE). Ainsi, la vente en libre-service aux particuliers et l'utilisation de ces produits par les personnes publiques ont été interdites à partir du 1er janvier 2017. La vente, l'usage et la détention de ces mêmes produits ont été interdits pour les particuliers à compter du 1er janvier 2019. Une série d'exceptions étaient toutefois maintenues (ex. : espaces privés comme les abords de locaux d'entreprises ou copropriétés, cimetières) qui ont fait l'objet de la dernière mesure en date, avec l'arrêté du 15 janvier 2021 qui élargit la liste des espaces concernés. À la date du 1er juillet 2022 fixée par cet arrêté, c'est donc l'ensemble des lieux fréquentés par le public ou à usage collectif, qu'ils soient publics ou privés, qui ont l'interdiction d'utiliser des PPP, à l'exception encore des terrains de grands jeux (ex. : football, rugby, hockey sur gazon), de tennis sur gazon, d'hippodromes et de golfs. Pour ces derniers, l'interdiction s'appliquera à partir du 1er janvier 2025. Après cette date, l'utilisation des PPP de synthèse ne restera encore possible que pour les voiries non accessibles au public et pour lesquelles un enjeu de sécurité est associé à la maîtrise de la végétation (ex. : abords de voies ferrées et pistes d'aéroports) et les usages listés par les ministères chargés des Sports et de l'Environnement pour les terrains de sport de haut niveau, lorsqu'il n'existe aucune solution technique alternative permettant d'obtenir la qualité requise dans le cadre des compétitions officielles.

plus la possibilité de choisir le laboratoire ou les scientifiques chargés de ces études, pas plus que la conception et la conduite des études ou encore l'interprétation des résultats.

Différents travaux montrent le rôle joué par des coalitions d'acteurs (chercheurs, apiculteurs, ONG, politiques prônant l'action environnementale, entreprises) pour la production et la mobilisation de travaux de recherche afin d'intervenir dans l'espace réglementaire. Certains cas d'étude, développés notamment sur les processus d'autorisation

des néonicotinoïdes et du glyphosate, permettent de montrer comment des acteurs comme des fédérations professionnelles, des associations environnementales ou de consommateurs, interviennent hors des processus réglementaires d'évaluation et contribuent à modifier les prises de décision. Par exemple, pour les néonicotinoïdes, des analyses ont porté sur le décalage entre les décisions prises par les gestionnaires et les résultats de l'évaluation *a priori*. Ces travaux décrivent comment, afin de répondre aux préoccupations portées par les acteurs en faveur de la protection des insectes pollinisateurs (Demortain, 2021), certaines de ces substances ont fait l'objet d'interdictions en France dans les décennies 2000 et 2010, alors qu'elles bénéficiaient d'une approbation au niveau européen. Les alertes lancées ont conduit au retrait progressif de différentes substances relevant de la famille des néonicotinoïdes au niveau européen au cours des années 2010. Or, en 2021 et 2022, c'est pour répondre aux préoccupations de protection de la culture de betterave sucrière que des dérogations temporaires ont été accordées au niveau national dans le cadre de l'article 53 du règlement (CE) nº 1107/2009 (2009b) (dérogations dites « 120 jours »). Elles s'accompagnent en France de dispositions ne permettant pas leur renouvellement au-delà de trois ans, et d'un programme de recherche spécifique. Ces tensions autour des néonicotinoïdes ont en outre conduit l'EFSA à publier en 2013 des lignes directrices actualisées pour l'évaluation des risques des PPP pour les abeilles, mais ce cadre scientifique n'a pas été adopté sur le plan réglementaire par les États membres de l'UE. Une révision de l'approche de l'EFSA a dès lors dû être engagée. Ces constats conduisent différents auteurs à prôner une plus grande ouverture des processus d'évaluation à d'autres acteurs et d'autres savoirs que ceux correspondant aux modalités jusqu'à présent en vigueur (Mohring *et al.*, 2020).

Conclusion

La contamination de l'environnement par les PPP est avérée dans tous les milieux

Depuis le début des années 2000, la surveillance de la contamination de l'environnement par les PPP a été progressivement renforcée, en élargissant la liste des substances recherchées et le type de matrices échantillonnées. Le perfectionnement des techniques analytiques et le développement des approches multi-résidus, ainsi que l'amélioration des stratégies d'échantillonnage, à travers par exemple la mise en œuvre des échantillonneurs passifs, ont également permis d'améliorer les capacités de détection et de quantification, y compris pour des contaminations chroniques à de faibles concentrations.

Les connaissances actuelles mettent en évidence une contamination avérée de l'ensemble des milieux (terrestre, aquatique, atmosphérique) par différents PPP. De nombreuses substances actives et certains de leurs produits de transformation sont ainsi retrouvés, en particulier dans les sols et les petits cours d'eau des espaces à dominante agricole, mais aussi dans les eaux en aval des cultures, les sédiments et les eaux marines, notamment côtières. En outre, le transfert par voie trophique de certaines de ces substances est avéré, ce qui contribue à la propagation de la contamination au sein des réseaux trophiques des différents milieux, jusqu'aux grands prédateurs. Cette contamination du biote confirme la réalité de l'exposition aux PPP d'une large gamme d'organismes, y compris à distance des lieux d'application, jusque chez les poissons de l'océan profond. La voie aérienne contribue également à la dispersion des composés et à leur re-dépôt. Un nombre important de substances est retrouvé dans l'atmosphère, y compris dans les eaux de pluie, et ce, à des distances qui peuvent varier de la bordure immédiate de la parcelle jusqu'à l'échelle régionale, voire continentale selon les composés.

Cette contamination se traduit généralement par la présence de mélanges complexes, qui incluent plusieurs substances actives (y compris des substances désormais interdites d'utilisation mais persistantes dans l'environnement), des co-formulants, des adjuvants et des produits de transformation. Ces derniers restent toutefois encore en partie méconnus et peu recherchés, à l'instar des adjuvants et des co-formulants.

La stratégie actuelle de surveillance environnementale reste toutefois incomplète, notamment en ce qui concerne l'exposition des organismes aux produits les plus récemment mis sur le marché, parmi lesquels figurent les solutions de biocontrôle. Le suivi simultané des substances dans l'ensemble des matrices, incluant le biote, n'est pas réalisé. Or il

permettrait de mieux rendre compte de la dynamique des contaminations. Pour assurer un suivi qui soit plus représentatif de la réalité, des techniques sont désormais disponibles mais non encore déployées à large échelle, telles que les échantillonneurs passifs et les analyses multi-résidus sans choix *a priori* des substances ciblées (elles incluent ainsi de fait, entre autres, les produits de transformation). Une mise en œuvre plus généralisée de ce type de méthodes posera également la question de la gestion et du partage des données générées, à l'instar de celles issues des méthodes « -omiques ». Les outils de modélisation des transferts peuvent également contribuer au choix des substances à surveiller ainsi qu'à la définition de la stratégie spatio-temporelle à déployer.

L'état des lieux reste très incomplet dans les outre-mer

Si les réseaux de surveillance renseignent sur la contamination des milieux aquatiques dans les départements d'outre-mer, les études scientifiques portant sur la contamination environnementale des territoires ultramarins par les PPP sont rares. La plupart des travaux répertoriés concernent la contamination de la Martinique et de la Guadeloupe par la chlordécone, avec une attention particulière donnée à la contamination du biote. Les singularités propres aux différents territoires ultramarins reflètent les caractéristiques de leurs activités agricoles, sauf dans les territoires inhabités situés dans la zone subantarctique, qui présentent une contamination par des PPP organochlorés liée au transport à longue distance de ces molécules.

Malgré une contamination avérée, il n'existe à notre connaissance aucune étude documentant les effets de celle-ci sur la biodiversité ultramarine dans le milieu naturel. Or les conditions environnementales, notamment climatiques, et les types de cultures diffèrent de ceux rencontrés dans l'Hexagone. Ces différences limitent les possibilités de transfert des connaissances et des méthodes produites dans l'Hexagone. En effet, l'étude des effets sur la biodiversité nécessite de recourir à de nouveaux modèles biologiques représentatifs de la biodiversité des territoires ultramarins. Pour ce faire, un investissement important est nécessaire pour acquérir les connaissances relatives à l'écologie et à la physiologie des espèces qui composent cette biodiversité afin d'en faire des espèces modèles en écologie et en écotoxicologie. Cet effort est nécessaire aussi bien dans un objectif cognitif que dans une finalité d'évaluation des risques car, même si des connaissances acquises dans des territoires proches, géographiquement ou en matière de climat et/ou de pratiques, peuvent apporter des éléments de compréhension, les différences entre situations justifient le développement de connaissances spécifiques. L'éloignement géographique de l'Hexagone est aussi un frein au développement de ces recherches qui peut être contourné par la mise en place d'outils incitatifs favorisant la mise en place, sur les territoires ultramarins, de collaborations entre des équipes de recherche locales et des équipes de France hexagonale. C'est par exemple le cas des appels à projets des plans chlordécone successifs.



Les PPP contribuent à la fragilisation de la biodiversité

Les PPP impactent négativement la biodiversité, par des effets directs et indirects, et l'importance des effets indirects est de plus en plus mise en évidence. Dans les espaces agricoles de France hexagonale, un ensemble robuste de résultats montre l'implication des PPP dans le déclin des populations d'invertébrés terrestres et aquatiques et d'oiseaux. Si cette dynamique de déclin est observée depuis plusieurs décennies, les travaux des quinze dernières années documentent de manière convergente les processus directs et indirects qui relient l'utilisation des PPP à l'affaiblissement de ces populations. De nombreux travaux ont ainsi permis d'identifier notamment des voies d'exposition qui n'avaient jusqu'alors pas été prises en considération, des effets sublétaux perturbateurs des systèmes endocrinien, nerveux ou immunitaire de l'organisme ou de ses interactions avec les microbiotes, qui étaient auparavant ignorés, ou encore des effets indirects par la privation de ressources trophiques ou l'altération des habitats, qui avaient été sous-estimés. Les mêmes types de processus ont commencé à être mis en évidence pour les populations d'amphibiens et de chauves-souris inféodées aux espaces agricoles, même si pour ces espèces les résultats doivent encore être consolidés en raison d'une littérature scientifique moins abondante.

De tels effets ont des répercussions sur le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques qu'ils fournissent, qui concernent un large spectre d'espèces du fait des interactions qui sous-tendent ces fonctionnalités. La sélectivité des modes d'action des substances, c'est-à-dire leur capacité à cibler un spectre étroit d'espèces, est ainsi souvent contredite à plus long terme par l'observation d'effets non intentionnels qui n'avaient pas été *a priori* identifiés. Cette remise en question de la sélectivité a parfois été liée à la mise en évidence d'effets sublétaux au niveau de l'organisme sur les systèmes endocrinien, nerveux ou immunitaire, voire au niveau de l'holobionte sur les interactions avec le microbiote. Ces types d'effets sublétaux sont toutefois encore très peu étudiés pour une grande part des groupes biologiques. La sélectivité apparaît aussi remise en question par le caractère indirect des effets subis par les organismes non ciblés, du fait de leurs interactions avec les organismes ciblés. Mais la dimension écosystémique de la grande majorité des études visant à évaluer les impacts des PPP sur la biodiversité et le fonctionnement des milieux contaminés est encore trop limitée pour permettre d'élucider et d'anticiper la dynamique des impacts indirects, qui sont pourtant souvent prépondérants.

La part relative des PPP dans l'érosion de la biodiversité est ainsi difficile à établir globalement, dans un contexte multifactoriel associant différentes pressions toxiques (PPP et autres contaminants), physico-chimiques et biologiques (ex. : contraintes climatiques, modification des habitats, pathogènes, espèces envahissantes, apports organiques).

L'étendue des surfaces concernées par le recours aux PPP ainsi que le caractère répété des applications limitent les possibilités d'atténuation des effets à travers la résilience des populations non ciblées impactées. La pression chimique induite par l'utilisation de ces substances est en outre corrélée à d'autres facteurs importants de pression, comme la simplification des paysages entraînant la disparition des habitats d'intérêt écologique. L'influence du paysage est ainsi soulignée par de nombreux travaux, et l'association entre l'usage de PPP et l'absence

de zones refuges interconnectées est mise en évidence comme une situation particulièrement génératrice de dommages. En outre, combinés à d'autres sources plus globales de stress comme le changement climatique et l'émergence d'agents pathogènes, les PPP contribuent à augmenter le degré de vulnérabilité de certains écosystèmes, notamment les agroécosystèmes. L'ensemble de ces pressions induit également des processus d'adaptation chez certaines espèces, ce qui fait varier les équilibres au sein des communautés. L'utilisation des PPP peut ainsi causer des évolutions défavorables à la santé des cultures, lorsqu'elle confère un avantage sélectif ou compétitif à des espèces nuisibles moins sensibles, ou moins exposées du fait de leurs caractéristiques biologiques. Par exemple, des espèces d'invertébrés terrestres plus lourdes et moins mobiles peuvent se trouver davantage exposées lors des traitements. Dans la mesure où cette moindre mobilité est un trait biologique plus répandu chez les prédateurs et les détritivores (parmi lesquels une grande part d'auxiliaires) que chez les phytophages (parmi lesquels une grande part de nuisibles), un avantage est alors conféré à ces derniers. Les travaux analysant ce type de dynamiques de réponse à la pression exercée par les PPP en conditions naturelles restent toutefois encore très lacunaires.

Les PPP diminuent la capacité à fournir des services écosystémiques

Bien que la littérature fasse état d'une altération de certaines fonctions écosystémiques associée aux impacts des PPP sur la biodiversité, les conséquences qui en résultent pour les services écosystémiques ne sont encore abordées que pour un éventail restreint de services, avec une focalisation sur la production végétale cultivée, la pollinisation et la lutte biologique. Ces travaux révèlent une tension entre la production végétale et les autres services rendus par la biodiversité. En effet, les PPP se substituent à court terme au service écosystémique de régulation des bioagresseurs, et permettent l'élimination des organismes ciblés pour augmenter la production agricole. Ce faisant, ils dégradent les régulations assurées par l'écosystème, avec des conséquences négatives pour la production agricole. Ils affectent en outre la fourniture d'autres services comme la présence de pollinisateurs, la formation et le maintien de la qualité des sols, et certains services culturels notamment liés à la qualité des eaux (activités récréatives de pêche et de baignade) et aux aménités paysagères. Aussi, le message qui ressort de la littérature analysée est que la préservation des services écosystémiques implique une réduction de la pression exercée par les PPP.

En matière d'évaluation des risques, un décalage est constaté entre les attentes vis-à-vis d'une approche par les services écosystémiques pour disposer d'une évaluation intégrant et hiérarchisant différents enjeux, et les travaux scientifiques disponibles en ce qui concerne les impacts spécifiques de substances ou de familles de substances phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques. En effet, les travaux existants en la matière restent limités à quelques liens particuliers entre une famille de substances et un service, par exemple les impacts des néonicotinoïdes sur le service de pollinisation. De nombreux



obstacles s'opposent à une évaluation *a priori* des conséquences de la mise sur le marché d'une substance sur l'ensemble des services écosystémiques pris globalement. Ces obstacles portent notamment sur les cloisonnements conceptuels et opérationnels entre les disciplines qui traitent des services écosystémiques et celles qui traitent d'écotoxicologie, mais aussi sur le manque d'outils de hiérarchisation des services écosystémiques entre eux.

Les impacts dépendent fortement des modalités et du contexte d'utilisation

Les impacts observés varient suivant les substances et leurs caractéristiques, mais également suivant les modalités et les contextes agro-pédoclimatiques d'utilisation des PPP. Ces facteurs de variabilité sont notamment relatifs à la temporalité des applications de PPP dans un lieu donné, aux modalités d'application et aux caractéristiques de l'environnement récepteur. Ces paramètres jouent sur les pertes de produits, sur leur dynamique de dispersion dans l'environnement et sur le niveau d'exposition des organismes non ciblés combiné à leur degré de sensibilité et de vulnérabilité. L'ampleur des effets qui en résultent à l'échelle des écosystèmes dépend enfin des interactions entre les composantes de la biodiversité en présence. Si l'ensemble de ces mécanismes ne peut être décrit de manière exhaustive, les connaissances disponibles permettent de mettre en évidence des situations qui s'avèrent le plus souvent génératrices de dommages pour la biodiversité, comme les applications réalisées dans des conditions météorologiques et agro-pédoclimatiques défavorables, de manière répétée, ne permettant pas la récupération des organismes non ciblés, ainsi que l'absence de refuge possible dans et hors de la parcelle (paysages simplifiés et sans continuité des zones refuges).

Bien que les données disponibles sur les pratiques en matière de protection des cultures aient été considérablement développées depuis 2005, elles restent insuffisamment précises en ce qui concerne la temporalité et la géolocalisation des traitements pour analyser en situation réelle l'influence du contexte sur les dynamiques de devenir, de transfert et d'effets des substances.

Des leviers permettent d'atténuer en partie les impacts

Choix des substances et biocontrôle

L'évaluation *a priori* de l'écotoxicité des substances établit des repères fondamentaux pour guider le choix des substances utilisées dans une perspective de limitation des impacts non souhaités. Ce choix doit toutefois être raisonné en tenant compte d'un ensemble de paramètres qui ne sont pas connus *a priori* tels que les modalités d'application, l'étendue et la répétition des utilisations, ainsi que les caractéristiques agro-pédoclimatiques et paysagères de l'environnement récepteur. Il est donc fondamental d'envisager l'évolution des

pratiques de protection des cultures en considérant l'ensemble des méthodes déployées, et non seulement la substitution d'une substance par une autre. Cette simple substitution peut en effet conduire à des déplacements d'effets, mis en évidence dans certaines études, au lieu de l'atténuation initialement visée.

Le biocontrôle est promu comme alternative susceptible d'atténuer les effets non souhaités des PPP. Dans ce domaine, la bibliographie est principalement axée sur le développement de solutions, et documente les modes d'action et leur efficacité suivant différentes modalités d'utilisation, voire sous l'angle de leurs interactions avec d'autres agents de biocontrôle. Très peu de travaux concernent les conséquences de ces traitements sur l'environnement, sauf pour les organismes les plus anciennement utilisés (ex. : *Bacillus thuringiensis, Harmonia axyridis*). Or l'utilisation d'organismes vivants (microorganismes et macroorganismes) dans le biocontrôle amène une dimension spécifique par rapport aux PPP conventionnels, car ils peuvent se multiplier, se déplacer et coloniser d'autres milieux. Concernant les substances naturelles, les quelques résultats existants indiquent que si la plupart d'entre elles présentent une faible écotoxicité, d'autres (ex. : abamectine ou spinosad) ont une toxicité équivalente ou supérieure à celle de leurs homologues de synthèse.

Limitation des transferts

Les recherches se sont intensifiées au cours des vingt dernières années pour mieux comprendre les transferts des PPP et les moyens d'atténuation associés, notamment sur la base de dispositifs expérimentaux *in situ*. Les dynamiques spatio-temporelles du devenir des PPP dans l'environnement font également l'objet de travaux de modélisation qui permettent d'articuler différentes échelles et processus. Des leviers d'action (modalités d'application, gestion du sol, aménagements, remédiation) sont testés sur le terrain pour limiter les transferts des PPP, mais aucun ne les réduit totalement. Leur efficacité dépend notamment de la combinaison de plusieurs leviers (complémentarité et non-additivité) et de leur positionnement géographique à l'échelle du bassin versant.

Caractéristiques du paysage

Les caractéristiques du paysage sont mentionnées dans de nombreux travaux comme un facteur majeur de modulation des impacts des PPP sur la biodiversité, aggravant dans le cas de paysages simplifiés, atténuant dans le cas de mosaïques paysagères multipliant les interfaces entre zones traitées et non traitées et assurant la connectivité des zones refuges. Le paysage joue ainsi à la fois sur les effets directs en limitant l'exposition des organismes par interception des molécules, et sur les effets indirects en préservant les ressources alimentaires et les habitats. Cette influence est notamment mise en évidence dans des travaux de modélisation qui associent dynamiques de contamination et effets, en intégrant une typologie de caractéristiques paysagères pour en apprécier les effets modulateurs. Mais de telles démarches restent encore ponctuelles et nécessitent de développer des dispositifs d'observation de terrain à large échelle.



Dans les JEVI, une reconception des modes de gestion

Dans les JEVI, la tendance à la baisse des utilisations de PPP a été amorcée par certaines collectivités ou acteurs territoriaux dès le milieu des années 2010, et s'est poursuivie depuis, notamment avec la restriction des usages instaurée par la loi Labbé à partir de 2017 et progressivement étendue à la plupart des types de JEVI. Très peu de travaux scientifiques ont été conduits sur les évolutions de la biodiversité en lien avec cette diminution des utilisations. Les résultats d'études recueillies en dehors du domaine académique montrent un faible recours aux produits et agents de biocontrôle en substitution aux produits désormais interdits, et une réduction des besoins fondée sur trois principaux leviers : une plus grande acceptation de la végétation spontanée, un accroissement du recours à la main-d'œuvre et de ses compétences, une utilisation de la biodiversité comme instrument de gestion des espaces, par l'implantation d'espèces choisies en adéquation avec les fonctionnalités souhaitées du lieu.

Ces résultats montrent les potentialités de la biodiversité comme instrument de gestion des fonctionnalités des écosystèmes.

L'encadrement réglementaire des PPP comporte des objectifs ambitieux qui ne sont pas complètement atteints

Les processus d'évaluation des risques avant la mise sur le marché des PPP sont inscrits dans un cadre réglementaire décliné aux niveaux européen et national, qui affirme la nécessité de protéger la santé humaine et celle de l'environnement. Il en découle un dispositif réglementaire reconnu comme étant l'un des plus exigeants au monde. Pour autant, les observations conduites dans le domaine académique montrent que de nombreux effets qui compromettent la préservation de la biodiversité ne sont pas anticipés dans le cadre de l'évaluation avant mise sur le marché, dont les modalités ne permettent pas d'intégrer la complexité des situations réelles. En raison notamment du nombre réduit de variables observées et d'espèces utilisées, c'est donc couramment *a posteriori* que les effets délétères sont observés dans l'environnement. Or la surveillance des effets non intentionnels après mise sur le marché des PPP est jusqu'à présent principalement centrée sur les résultats du suivi de la contamination de l'environnement, et sur les effets sur la santé humaine. Les connaissances disponibles relatives aux impacts sur la biodiversité ne sont ainsi que très marginalement prises en compte lors de l'examen des demandes de renouvellement d'autorisation.

La mobilisation des connaissances à des fins réglementaires nécessite d'être organisée

L'étendue des travaux analysés montre que de nombreuses connaissances disponibles ne sont pas mobilisées pour évaluer *a priori* les risques associés à l'utilisation des PPP. En particulier, le choix des espèces testées pourrait être reconsidéré pour mieux représenter non seulement leur diversité taxonomique, mais aussi leur diversité fonctionnelle. Les protocoles



des tests expérimentaux pourraient également être adaptés sur le plan des traits biologiques et physiologiques des espèces testées, de la durée et répétition des expositions, ainsi que de la diversité des voies d'exposition, afin d'obtenir une évaluation plus représentative de la réalité écologique. Les effets sublétaux sont insuffisamment évalués, notamment en ce qui concerne les perturbations (ex. : comportement, immunité, état physiologique), qui peuvent avoir des répercussions sur la valeur sélective (*fitness*) des espèces et leur rôle dans le fonctionnement des écosystèmes. À l'échelle des paysages, certains auteurs recommandent que les futures évaluations du risque utilisent des scénarios multiples représentatifs d'une large gamme de pratiques agricoles et de contextes pédoclimatiques.

En matière de surveillance *a posteriori*, l'amélioration des connaissances a permis le développement de méthodes innovantes qui sont ou pourraient être appliquées pour améliorer la biosurveillance de l'exposition et des effets des PPP dans les écosystèmes. Par exemple, la mise en œuvre de bioessais *in situ* calibrés (ex. : norme Afnor AChE-Gammare pour les milieux aquatiques) peut permettre de résoudre la difficulté d'interprétation posée par l'influence de facteurs de confusion (autres pollutions et stress environnementaux) dans les suivis de terrain. Des bioessais appliqués à l'étude de la décomposition de la matière organique dans les sols font également l'objet de normes ISO internationales. La méthode PICT offre quant à elle un cadre pour l'observation des effets sur la structure et la diversité des communautés, notamment pour les microorganismes. Il en est de même pour la méthode SPEAR, appliquée principalement aux invertébrés aquatiques mais qui pourrait être étendue à d'autres organismes (ex. : diatomées). La mobilisation des approches « -omiques » apporte un complément pour appréhender les réponses écotoxicologiques spécifiques de la pression exercée par les PPP. Enfin, l'intégration d'outils basés sur les effets biologiques, incluant également des analyses de redondance et de réponses sur un plan fonctionnel, permettrait ainsi de compléter les méthodologies de suivi des milieux, non seulement pour leur état chimique, mais également pour leur état écologique.

Toutefois, la mobilisation de ces démarches dans les processus réglementaires nécessite d'être organisée collectivement pour instaurer des protocoles de mise en œuvre et de cadres d'interprétation partagés. À cette fin, ce sont classiquement des normes internationales qui sont recherchées (ex. : OCDE ou ISO), dont les limites pour tenir compte de la complexité des effets sur la biodiversité ont été soulignées. La mobilisation des communautés scientifiques est indispensable pour proposer des protocoles de tests plus pertinents au regard des effets sur la biodiversité. En outre, des degrés intermédiaires d'harmonisation pourraient être développés, par exemple la possibilité récemment apparue dans le paysage normatif de pré-valider des méthodes, à l'image de ce qui est proposé pour les perturbateurs endocriniens par la plateforme Pepper.

Enfin, la littérature analysée dans le domaine des sciences humaines et sociales met en lumière la place grandissante des coalitions d'acteurs (associations environnementales et de consommateurs, ONG, entreprises) dans le processus de mobilisation des connaissances scientifiques dans le domaine réglementaire. Les mobilisations, notamment autour de l'encadrement des néonicotinoïdes et du glyphosate, illustrent le rôle joué par ces acteurs dans l'utilisation des données produites par la communauté scientifique, et la

montée en puissance de préoccupations conduisant à la production et à la prise en compte de nouvelles connaissances. Certains auteurs promeuvent un élargissement des types d'acteurs et de savoirs à prendre en considération pour déterminer le statut réglementaire des substances. Une concertation pourrait ainsi être envisagée pour la définition d'objectifs cognitifs précis à associer à la mobilisation et à la mutualisation de moyens autour de ces objectifs et d'expérimentations dédiées, pour permettre à différentes communautés scientifiques de combiner leurs éclairages spécifiques.

Mieux prendre en compte la complexité des expositions et des effets

L'analyse des travaux de recherche conduits au cours des deux dernières décennies montre que les lacunes de connaissance sont encore importantes, qu'il s'agisse de types de PPP (biocontrôle), de produits de transformation, de types d'organismes (ex. : amphibiens, reptiles, organismes symbiotiques moins étudiés tels que coraux, mycorhizes, lichens, microbiote), de types de milieux et de territoires (ex. : marin, outre-mer) ou de types d'effets (ex. : sublétaux, synergiques, cumulatifs). Les approches scientifiques abordent des niveaux d'organisation et d'interactions de plus en plus divers, mais la multiplication des études se traduit globalement à ce stade par une grande hétérogénéité. Il est donc nécessaire de promouvoir des stratégies de recherche plus intégrées pour permettre la prise en compte de la réalité complexe des expositions aux PPP et de leurs effets. Des jeux d'indicateurs seraient à combiner pour intégrer l'écotoxicité directe des substances et leurs effets indirects, suivant les caractéristiques du système considéré (ex. : paysage, agroécosystème). À cette fin, des travaux à partir de différents scénarios climatiques, de différents scénarios d'usages de l'espace, d'hétérogénéité spatiale des contaminations ou des effets, pourraient être développés.

Les recherches traitant des impacts des PPP sur la biodiversité apparaissent très cloisonnées, en particulier selon les types d'organismes étudiés, ou encore selon les types de milieux, voire de matrices environnementales, pris en considération. La pertinence de l'évaluation des effets des PPP sur les différentes composantes de la biodiversité s'en trouve réduite en raison de l'absence d'un point de vue plus intégré sur la complexité, la vulnérabilité et la durabilité des écosystèmes. La portée de cette évaluation est également contrainte par la difficulté à aborder les questions relatives aux continuums environnementaux biotiques et abiotiques, qui sont pourtant des notions cruciales dans un contexte de préservation de la biodiversité. Mieux aborder ces dimensions nécessite d'adapter l'éventail des disciplines scientifiques impliquées pour mieux cerner la diversité des effets observés. Par exemple, l'étude des impacts de l'usage des PPP sur certaines fonctions écosystémiques, comme la régulation des flux d'eau dans les sols et les sédiments, l'albédo (réflexion) ou encore la formation et le maintien de la structure des sols et des sédiments, nécessite de s'appuyer sur des disciplines telles que la physique et l'hydrophysique, qui sont jusqu'à présent peu, voire pas mobilisées dans les travaux d'écotoxicologie.

L'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité, les fonctions et services écosystémiques, appelle donc une mise en commun des moyens de différentes disciplines autour d'objectifs partagés. Si certains réseaux de recherche, à l'image de l'initiative française RECOTOX, qui pourrait être élargie au milieu marin, sont un premier pas dans cette direction, il serait pertinent de s'appuyer sur des sites d'études instrumentés et/ou suivis à long terme, tels que certains sites associés au réseau LTER (*Long Term Ecological Research Network*) ou certaines Zones Ateliers, pour lesquels les questions concernant la contamination par les PPP et ses impacts sont pertinentes. Ces dispositifs pourraient être renforcés et étendus en s'appuyant sur des actions incitatives dédiées. Dans cette optique, l'appropriation réciproque d'outils et de concepts propres à chacun des domaines disciplinaires traitant de mêmes objets apparaît également clairement insuffisante au travers du corpus bibliographique analysé. L'étude des impacts des pressions anthropogéniques implique en effet des approches interdisciplinaires et le croisement des connaissances relatives au fonctionnement du vivant, aux fonctionnements hydro-biogéochimiques, aux fonctionnements sociaux, aux enjeux économiques associés, aux concepts juridiques correspondants, etc., pour mieux documenter les enjeux de l'action politique.

Articuler l'étude des systèmes agricoles à celle des écosystèmes

La présente ESCo a été centrée sur les impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques, ce qui présuppose une chaîne de causalité restreinte à un facteur (l'utilisation de PPP) et à un sens unique (des PPP vers la biodiversité). Or l'utilisation des PPP est indissociable d'autres paramètres du système de production agricole, qui jouent aussi sur l'état de la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. En retour, l'évolution de la biodiversité a des répercussions sur les conditions de la production agricole et la santé des cultures, elles-mêmes liées à la question des systèmes alimentaires d'une part, et des facteurs de production disponibles d'autre part.

Ces dynamiques articulées les unes aux autres nécessitent de mobiliser d'autres communautés scientifiques et d'autres connaissances. Les résultats de la présente ESCo qui concernent les impacts des PPP sont donc à considérer en lien avec ceux d'autres travaux en cours, notamment dans le cadre des appels à projets du plan Écophyto tels que l'ESCo sur l'utilisation de la diversité végétale pour la régulation des bioagresseurs, ou le programme prioritaire de recherche *Cultiver et protéger autrement* et la prospective sur l'*Agriculture européenne sans pesticides à l'horizon 2050*.

Enfin, dans une perspective de type *One Health*, voire *Eco Health*, considérant de manière intégrée les fonctionnalités des écosystèmes, la santé humaine et la santé animale, des liens restent encore à analyser sur des dynamiques partagées d'exposition, ou sur des types d'effets communs à l'échelle infra-organisme. L'interdisciplinarité est là aussi nécessaire pour appréhender les conséquences des dégradations de la biodiversité pour la santé humaine.



Sigles et abréviations

Afnor Association française de normalisation

AMM Autorisation de mise sur le marché

AMPA Acide aminométhylphosphonique

Anses Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AOP *Adverse outcome pathway*

BCF *Bioconcentration factor* (facteur de bioconcentration)

BMF *Biomagnification factor* (facteur de bioamplification)

BNVD Banque nationale des ventes par les distributeurs agréés

CDB Convention sur la diversité biologique

CE50 Concentration efficace réduisant de 50 % une propriété biologique donnée

CICES *Common International Classification for Ecosystem Services*

CMR Cancérogène, mutagène, toxique pour la reproduction

CNEP Campagne nationale exploratoire des pesticides

CRPM Code rural et de la pêche maritime

DCE Directive-cadre européenne sur l'eau

DCSMM Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin

EC European Commission

Efese Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques

EFSA European Food Safety Authority (Autorité européenne de sécurité des aliments)

ESCo Expertise scientifique collective

Ifremer Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

INRAE Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

IPBES *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques)

ISO *International Organization for Standardization* (Organisation internationale de normalisation)

ITS Régions intergéniques

JEVI Jardins, espaces végétalisés et infrastructures

LD Limite de détection

LQ Limite de quantification

MNHN Muséum national d'histoire naturelle

OCDE Organisation de coopération et de développement économiques

ONG Organisation non gouvernementale

ONU Organisation des Nations unies

PICT *Pollution-induced community tolerance*

POP Polluants organiques persistants

PPDB *Pesticides Properties DataBase*

PPP Produit phytopharmaceutique

PPV Phytopharmacovigilance

RECOTOX Initiative en éco-toxicologie pour suivre, comprendre et réduire les impacts des pesticides dans les socio-agroécosystèmes

RMQS Réseau de mesure de la qualité des sols

SDHI Inhibiteurs de la succinate déshydrogénase

SPEAR *Species at risk*

SSD *Species sensitivity distribution*

STOC Suivi temporel des oiseaux communs

UE Union européenne

UICN Union internationale pour la conservation de la nature

WoS *Web of Science™*

ZT Zone tampon

ZTH Zone tampon humide

ZTHA Zone tampon humide artificielle

ZTS Zone tampon sèche

Glossaire

Les caractères en gras signalent les termes définis par ailleurs dans ce glossaire.

Adjuvant

Préparation ou substance dépourvue d'activité phytopharmaceutique propre qui peut être ajoutée extemporanément ou intégrée comme co-formulant dans les **produits phytopharmaceutiques**, afin de renforcer leurs propriétés physico-chimiques (ex. : huiles, divers surfactants). Les adjuvants ont été définis dans le règlement (CE) nº 1107/2009 (2009b) article 2(3) comme n'étant pas des synergistes ou des phytoprotecteurs, mais des préparations qui facilitent la mouillabilité, ou l'adhérence des PPP, ou qui empêchent la formation de mousse. La mise sur le marché des adjuvants est réglementée.

Bioaccumulation

Augmentation progressive de la quantité d'une substance dans un organisme ou une partie d'un organisme qui se produit parce que le taux d'absorption dépasse la capacité de l'organisme à éliminer le PPP.

Les substances actives et leurs **produits de transformation** peuvent être plus ou moins bioaccumulables dans les tissus organiques et le long des réseaux trophiques. Cette accumulation est quantifiée *via* différents facteurs : facteur de bioconcentration (BCF) pour une accumulation dans les organismes suite à leur exposition dans le milieu (ex. : poisson, ver de terre) ; facteur d'accumulation biote-sédiment (BSAF) ; facteur de bioamplification (BMF) par la nourriture suivant le niveau trophique considéré (augmentation de la concentration de la substance active le long des différents niveaux de la chaîne trophique)[26].

Biocontrôle

Compris au sens de la définition du Code rural et de la pêche maritime (CRPM, art. L.253-6) : « Agents et produits utilisant des mécanismes naturels dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures. Ils comprennent en particulier i) les macro-organismes et ii) les **produits phytopharmaceutiques** comprenant des micro-organismes, des médiateurs chimiques comme les phéromones et les kairomones, et des substances naturelles d'origine végétale, animale ou minérale. »

La liste des produits phytopharmaceutiques de biocontrôle relevant des articles L.253-5 à L.253-7 du Code rural et de la pêche maritime est mise à jour mensuellement, et diffusée en ligne *via* une note du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation[27]. Cette note ne liste

26. Glossaire de la Pesticides Properties Data Base (PPDB) : http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm (consulté le 09/01/2023).
27. https://agriculture.gouv.fr/quest-ce-que-le-biocontrole (consulté le 09/01/2023).

pas les macroorganismes mais inclut des pièges à insectes associant des phéromones, des attractifs alimentaires ou des insecticides dans un contenant clos.

Biodisponibilité

Définition inspirée de la norme NF ISO 17402. Degré auquel des substances chimiques présentes dans le milieu peuvent être absorbées ou métabolisées par un organisme, ou être disponibles pour une interaction avec les systèmes biologiques. La biodisponibilité est spécifique d'un organisme et d'un contaminant, et elle dépend de facteurs liés au temps d'exposition, au transfert de contaminants du milieu vers l'organisme, à leur accumulation dans l'organisme et à leurs effets ultérieurs. La biodisponibilité est donc ici abordée comme un procédé dynamique, qui peut être décrit par les trois phases successives suivantes :

- la disponibilité du contaminant dans le milieu, appelée « disponibilité environnementale », et qui correspond à la fraction du composé potentiellement disponible pour les organismes dans le milieu ;
- l'absorption du contaminant par l'organisme, encore appelée « biodisponibilité environnementale », qui correspond à la fraction du composé disponible dans l'environnement qu'un organisme a effectivement pris en charge (*uptake* en anglais) par des processus physiologiques ;
- l'accumulation et/ou l'effet du contaminant dans l'organisme, encore appelée « biodisponibilité toxicologique ».

Biodiversité (cible/non cible)

La définition très largement acceptée qui a été établie en 1992 dans le cadre de l'ONU et de la Convention sur la diversité biologique (CDB) est reprise ici : la diversité biologique est la « variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (article 2 de la Convention sur la diversité biologique adoptée lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992).

Cette définition est en outre très proche de celle retenue dans le glossaire analytique établi en 2017 dans le cadre conceptuel de l'Efese (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques)[28], où la biodiversité « désigne la variabilité des organismes vivants de toute origine et comprend la diversité au sein des espèces, entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

Au-delà de sa dimension taxonomique, la biodiversité est également considérée du point de vue de la dynamique des populations, et de celle des flux, interactions, processus écologiques et fonctions écosystémiques.

28. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques (consulté le 9/01/2023).



La notion de « biodiversité non cible » proposée dans la saisine de l'ESCo n'est en revanche pas retenue compte tenu des deux considérations qui suivent. D'une part, la notion de cible est associée aux organismes et non à la biodiversité. D'autre part, elle ne peut être considérée *a priori* et de manière générale. En effet, elle est relative à l'intentionnalité de l'utilisateur : est non cible ce qui n'est pas ciblé par un utilisateur donné dans un contexte donné. La distinction entre organismes cibles et non cibles ne peut donc être établie qu'au cas par cas.

Co-formulant

Substance dépourvue d'activité phytopharmaceutique propre, intégrée dans un **produit phytopharmaceutique** en complément d'une substance active ou d'un adjuvant, pour faciliter la manipulation du produit, renforcer l'efficacité du principe actif ou sécuriser son utilisation. Ces produits font partie de la composition commerciale d'un PPP. Il existe une liste de co-formulants (règlement (UE) 2021/383 du 3 mars 2021 (Commission européenne, 2021, modifiant l'annexe III du règlement (CE) nº 1107/2009 (2009b)) qui ne peuvent être acceptés dans la composition d'un PPP, d'un adjuvant ou d'un produit mixte.

Contamination

Comprise au sens retenu dans l'ESCo de 2005 *Pesticides, agriculture et environnement* (Aubertot *et al.*, 2005a) : le terme contamination désigne « la présence anormale de substances, de micro-organismes, d'objets, ou d'êtres vivants. [...] (BRGM, Jeannot *et al.*, 2000). La définition du terme contamination fait intervenir la notion de normalité de la présence de substances dans un milieu donné. En revanche, ce terme n'intègre pas la manifestation d'effets potentiels liés à cette présence. [...] la présence de substances est considérée comme polluante si elle atteint un seuil pour lequel des dommages sont susceptibles de se produire ».

Devenir (des PPP)

Le devenir des substances constituant les **produits phytopharmaceutiques** et de leurs **produits de transformation** est majoritairement conditionné par les processus de rétention (adsorption, absorption, pénétration, stabilisation physique ou chimique) et de dégradation (biotique et abiotique) qui vont déterminer leur mobilité et leur persistance, et par conséquent leur disponibilité environnementale.

Écosystème

Le glossaire analytique établi en 2017 dans le cadre conceptuel de l'Efese (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques)[29] nous amène à retenir la définition suivante de l'écosystème : « Complexe dynamique de populations végétales,

29. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques (consulté le 9/01/2023).

animales et de micro-organismes, associés à leur milieu non vivant et interagissant en tant qu'unité fonctionnelle. »

« La définition de l'état écologique des écosystèmes et sa mesure doit permettre de refléter, de manière lisible, les multiples dimensions d'intérêt de l'état des écosystèmes et de leur biodiversité. Il permet de documenter des risques d'altération irréversible de ces écosystèmes et de leur fonctionnement et de refléter leur capacité à fournir durablement des biens et services, à réguler leurs contraintes et à maintenir leur dimension patrimoniale. »

Espèce focale

Espèce choisie comme représentative des espèces les plus vulnérables aux différentes pressions subies pour un habitat, en tenant compte de différents paramètres tels que notamment la taille du domaine vital, la capacité de dispersion, le degré de spécificité des ressources trophiques nécessaires.

Exposition

Mise en contact d'un ou plusieurs polluants et d'un ou plusieurs organismes. On distingue l'exposition aiguë, l'exposition subchronique et l'exposition chronique en fonction de leur durée plus ou moins longue, en tenant compte de la variabilité de la durée de vie selon les espèces.

Dans le cadre de cette ESCo, nous avons retenu la notion d'exposition à des mélanges dans le cas d'une exposition simultanée à plusieurs **produits pharmaceutiques** (incluant leurs éventuels **produits de transformation** ainsi que les **adjuvants** et **co-formulants**) et celle d'exposition à des stress multiples dans le cas d'une exposition simultanée à un ou plusieurs **produits pharmaceutiques** et d'autres types de contaminants chimiques ou d'autres sources potentielles de stress, dont certaines peuvent être en lien avec le changement climatique (ex. : augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, acidification des océans).

La notion d'exposition permet d'établir le lien entre **contamination** et effet.

Fonction écologique/écosystémique

Dans la littérature scientifique, « fonction écologique » (ou fonction écosystémique, terme privilégié dans le cadre de l'ESCo) est associé à des définitions pouvant varier selon les auteurs et leur sensibilité. Pour l'ESCo, et en s'inspirant largement de la définition reprise en 2018 par Brodie *et al.* (2018), il est proposé de définir une fonction écosystémique comme un ensemble d'activités et de processus assurés par une espèce ou un groupe d'espèces possiblement en interaction, contribuant au fonctionnement d'un écosystème (ex. : maintien des flux ou des *pools* biogéochimiques, soutien à la productivité de l'écosystème, régulation des interactions entre deux composantes de l'écosystème, empêchement ou limitation des impacts directs et indirects de diverses pressions environnementales).



Les fonctions écosystémiques sont « au cœur de la relation entre la **biodiversité** des écosystèmes et la production de **services écosystémiques** » (définition proposée par le CGDD en 2010 dans le cadre du *Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France*, 2010). Dans cette ESCo, elles sont regroupées en 12 catégories (qui s'inspirent très largement du rapport CGDD de 2010), associées à un ou plusieurs **services écosystémiques** dont elles sont le support. Par la prise en compte de ces fonctions écosystémiques, l'ESCo vise donc à faire le lien entre les connaissances concernant les effets des **produits phytopharmaceutiques** sur la **biodiversité** et l'ensemble des activités ou processus qui sont assurés par un ou différents types d'organismes, et les conséquences qui peuvent en découler sur les **services écosystémiques**.

Matrice

Le terme est utilisé au sens de « matrice environnementale » pour représenter les différents supports dans ou sur lesquels peuvent se retrouver les **produits phytopharmaceutiques**. Ces matrices sont réparties dans les différents milieux (terrestre, aquatique continental ou marin, atmosphère) et elles peuvent être de nature physique (sol, eaux de pluie, eaux de surface ou marines, sédiments) ou biologique (biote).

Produits phytopharmaceutiques

Compris au sens établi dans la saisine : « Produits et organismes introduits intentionnellement pour la stimulation des défenses naturelles des plantes, la protection des cultures et la gestion des jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI), comprenant notamment les herbicides, insecticides, fongicides, en pulvérisation ou en enrobage de semences, les substances de base, ainsi que le biocontrôle tel que défini à l'article L.253-6 du Code rural et de la pêche maritime. »

Les formulations (incluant les **adjuvants** et **co-formulants**) et les produits de transformation sont pris en compte.

Tous les produits présents dans l'environnement sont considérés dès lors qu'ils ont été ou sont utilisés à des fins de protection des cultures ou d'entretien des JEVI (y compris s'il s'agit d'un mésusage). Cela inclut ceux qui sont aujourd'hui interdits en France, mais que l'on retrouve toujours (ou leurs **produits de transformation**) dans l'environnement du fait de leur rémanence.

Produits de transformation

Après leur application, les substances actives peuvent se dégrader, sous l'action de processus biotiques (ex. : biodégradation par des microorganismes) ou abiotiques (ex. : photolyse, hydrolyse), en produits de transformation, en fonction de leurs caractéristiques et des conditions physico-chimiques du milieu. Les produits de transformation peuvent s'accumuler et impacter les organismes présents dans les différents milieux. Ils peuvent, selon les cas, être plus toxiques, de toxicité équivalente, ou moins toxiques que leur molécule mère, avec un mode d'action qui peut être similaire ou différent de celui de cette dernière.

Remédiation

Mesures prises *a posteriori* pour réduire la contamination du milieu (sol, eau), en favorisant des processus de dégradation et de rétention, et ainsi réduire l'**exposition** des organismes.

Services écosystémiques

Sur le plan conceptuel, il a été choisi de s'appuyer sur le cadre proposé par l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese, 2017[30]). Celle-ci définit les services écosystémiques comme « des avantages socio-économiques retirés par l'homme de son utilisation durable des **fonctions écologiques** des écosystèmes ».

Cette définition a été approfondie dans la synthèse de l'étude réalisée sur les écosystèmes agricoles[31] en précisant la distinction entre : **fonction écologique** (ex. : pollinisation des plantes en général, cultivées ou sauvages) ; service écosystémique, comme processus biophysique impactant l'activité humaine (ex. : pollinisation des cultures) ; avantage tiré du service écosystémique comme évaluation du bénéfice tiré de ce service par un ou différents acteurs, sous forme monétaire ou non monétaire. Cette distinction est importante, car différentes **fonctions écologiques** peuvent constituer la fourniture d'un service écosystémique, et différents acteurs peuvent tirer différents avantages d'un même service écosystémique.

L'ensemble des services a été considéré, tel que répertorié dans la dernière version de la CICES (Common International Classification for Ecosystem Services, version 5.1 ; Haines-Young et Potschin, 2018).

Transferts

Processus d'échanges entre les différentes matrices environnementales ou biologiques des **produits phytopharmaceutiques**. Dans le cadre de cette ESCo, ce terme inclut les transports par convection, diffusion et/ou dispersion, y compris les transports par voie trophique.

Vulnérabilité

La vulnérabilité, depuis les organismes et jusqu'aux écosystèmes, peut être décrite comme l'interaction entre leur niveau d'exposition à des pressions d'origine anthropique, leur degré de sensibilité et leur capacité de récupération, qui dépend elle-même de l'état physiologique des différents organismes et de leur exposition à d'autres sources de stress.

30. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques ; https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Thema%20-%20Efese%20-%20Le%20cadre%20conceptuel.pdf (consulté le 9/01/2023).
31. Voir sur la biodiversité https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/efese-services-ecosystemiques-rendus-par-les-ecosystemes-agricoles-synthese-2.pdf (consulté le 9/01/2023).



Sélection bibliographique

Accinelli C., Screpanti C., Vicari A., Catizone P., 2004. Influence of insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* on the degradation of glyphosate and glufosinate-ammonium in soil samples. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103 (3), 497-507. https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.11.002

Adam A., Sorba J.-M., Lauvie A., Michon G., 2020. L'apiculture, entre naturalisme et productivisme ? Les enseignements des cas corse et marocain. *Études rurales*, 206 (2), 48-67. https://doi.org/10.4000/etudesrurales.23512

Afnor, 2019. Qualité de l'eau. Encagement *in situ* de gammares pour la mesure de la bioaccumulation de substances chimiques. Norme XP T90-721.

Afnor, 2020. Qualité de l'eau. Mesures moléculaires, physiologiques et comportementales chez le gammare (crustacé amphipode). Partie 1 : dosage de l'activité enzymatique acétylcholinestérase (AChE). Norme XP T90-722-1.

Andrade C., Villers A., Balent G., Bar-Hen A., Chadoeuf J., Cylly D., Cluzeau D., Fried G., Guillocheau S., Pillon O., Porcher E., Tressou J., Yamada O., Lenne N., Jullien J.M., Monestiez P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecology and Evolution*, 11 (9), 3771-3793. https://doi.org/10.1002/ece3.6459

Anses, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant. Premières interprétations sanitaires. Préambule*. Rapport d'appui scientifique et technique révisé. Paris, Anses (Autosaisine nº 2020-SA-0030), 146 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2020SA0030Ra.pdf

Arthur E.L., Rice P.J., Rice P.J., Anderson T.A., Baladi S.M., Henderson K.L.D., Coats J.R., 2005. Phytoremediation: An overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24 (2), 109-122. https://doi.org/10.1080/07352680590952496

Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.-N., Guichard L., Lucas P., Savary S., Voltz M., Savini I., 2005a. *Pesticides, agriculture, environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux.* Rapport. Paris, Inra, 688 p. https://doi.org/10.15454/qk7g-tp65

Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I., Voltz M., 2005b. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux.* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, Inra et Cemagref (France), 64 p. https://doi.org/10.15454/b928-4e37

Ballet B., 2021. L'occupation du sol entre 1982 et 2018. *Agreste Les Dossiers*, (3), avril, 31 p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Dos2103/Dossiers%202021-3_TERUTI.pdf

Bart S., Jager T., Robinson A., Lahive E., Spurgeon D.J., Ashauer R., 2021. Predicting mixture effects over time with toxicokinetic-toxicodynamic models (GUTS): Assumptions, experimental testing, and predictive power. *Environmental Science & Technology*, 55 (4), 2430-2439. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05282

Beketov M.A., Kefford B.J., Schafer R.B., Liess M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27), 11039-11043. https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110

Belden J.B., Brain R.A., 2018. Incorporating the joint toxicity of co-applied pesticides into the ecological risk assessment process. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (1), 79-91. https://doi.org/10.1002/ieam.1957

Benford D., Halldorsson T., Hardy A., Jeger M.J., Knutsen K.H., More S., Mortensen A., Naegeli H., Noteborn H., Ockleford C., Ricci A., Rychen G., Schlatter J.R., Silano V., Solecki R., Turck D., EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *EFSA Journal*, 14 (6), e04499. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Bérard A., Artigas J., Leboulanger C., Morin S., Mougin C., Pesce S., Stachowski-Haberkorn S., 2021. La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance), un outil complémentaire pour l'évaluation du risque et le biomonitoring des pesticides ? *Réseau d'écotoxicologie terrestre et aquatique. Fiche thématique*, (35), octobre 2021, 10 p. https://hal.inrae.fr/hal-03402786/document

Bernard M., Boutry S., Lissalde S., Guibaud G., Saut M., Rebillard J.P., Mazzella N., 2019. Combination of passive and grab sampling strategies improves the assessment of pesticide occurrence and contamination levels in a large-scale watershed. *Science of the Total Environment*, 651, 684-695. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.202

Bernasconi C., Demetrio P.M., Alonso L.L., Mac Loughlin T.M., Cerda E., Sarandon S.J., Marino D.J., 2021. Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 313, 107341. https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341

Berny P., Gaillet J.R., 2008. Acute poisoning of Red Kites (*Milvus milvus*) in France: Data from the SAGIR network. *Journal of Wildlife Diseases*, 44 (2), 417-426. https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417

Berny P., Vilagines L., Cugnasse J.M., Mastain O., Chollet J.Y., Joncour G., Razin M., 2015. VIGILANCE POISON: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118, 71-82. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.003

Black C.C., 2018. Effects of herbicides on photosynthesis. *In:* Duke S.O., ed. *Weed Physiology*, CRC Press, vol. 2, 1-36. https://doi.org/10.1201/9781351077736-1

Blanco-Canqui H., 2019. Biochar and water quality. *Journal of Environmental Quality*, 48 (1), 2-15. https://doi.org/10.2134/jeq2018.06.0248

Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milsom T.P., Morris A.J., Murray A.W.A., Murray K.A., Robertson P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x

Bonmatin J.M., Moineau I., Charvet R., Colin M.E., Fleche C., Bengsch E.R., 2005. Behaviour of imidacloprid in fields. Toxicity for honey bees. *In:* Lichtfouse E.S.J., Robert D., eds. *Environmental Chemistry*, Berlin, Heidelberg, Springer 44. https://doi.org/10.1007/3-540-26531-7_44

Bonneris E., Gao Z.L., Prosser A., Barfknecht R., 2019. Selecting appropriate focal species for assessing the risk to birds from newly drilled pesticide-treated winter cereal fields in France. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (3), 422-436. https://doi.org/10.1002/ieam.4112

Brickle N.W., Harper D.G.C., Aebischer N.J., Cockayne S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology*, 37 (5), 742-755. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x

Brittain C., Bommarco R., Vighi M., Settele J., Potts S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biological Conservation*, 143 (8), 1860-1867. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029



Brodie J.F., Redford K.H., Doak D.F., 2018. Ecological function analysis: Incorporating species roles into conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 33 (11), 840-850. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.08.013

Brosed M., Lamothe S., Chauvet E., 2016. Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides. *Hydrobiologia*, 773 (1), 87-102. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2681-2

Bruhl C.A., Zaller J.G., 2019. Biodiversity decline as a consequence of an inappropriate environmental risk assessment of pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 4. https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177

Carles L., Gardon H., Joseph L., Sanchis J., Farre M., Artigas J., 2019. Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment International*, 124, 284-293. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.064

Castelli L., Balbuena S., Branchiccela B., Zunino P., Liberti J., Engel P., Antunez K., 2021. Impact of chronic exposure to sublethal doses of glyphosate on honey bee immunity, gut microbiota and infection by pathogens. *Microorganisms*, 9 (4), 15. https://doi.org/10.3390/microorganisms9040845

Catalogne C., Lauvernet C., Carluer N., 2018. *Guide d'utilisation de l'outil BUVARD pour le dimensionnement des bandes tampons végétalisées destinées à limiter les transferts de pesticides par ruissellement*, 66 p. http://irsteadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00057088

CGDD (Commissariat général au développement durable), Maurel F., 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. *Études et documents du CGDD*, (20), 70 p. http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0066/Temis-0066726/18715.pdf

Chiu K.R., Warner G., Nowak R.A., Flaws J.A., Mei W.Y., 2020. The impact of environmental chemicals on the gut microbiome. *Toxicological Sciences*, 176 (2), 253-284. https://doi.org/10.1093/toxsci/kfaa065

Chow R., Scheidegger R., Doppler T., Dietzel A., Fenicia F., Stamm C., 2020. A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends. *Water Research X*, 9, 100064. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064

Coeurdassier M., Villers A., Augiron S., Sage M., Couzi F.X., Lattard V., Fourel I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. *Biological Conservation*, 234, 37-44. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

Coeurdassier M., Berny P., Couval G., Decors A., Jacquot M., Queffélec S., Quintaine T., Giraudoux P., 2014a. Évolution des effets non intentionnels de la lutte chimique contre le campagnol terrestre sur la faune sauvage et domestique. *Fourrages*, (220), 327-335. https://hal.inrae.fr/hal-02631020

Coeurdassier M., Poirson C., Paul J.P., Rieffel D., Michelat D., Reymond D., Legay P., Giraudoux P., Scheifler R., 2012. The diet of migrant Red Kites *Milvus milvus* during a Water Vole *Arvicola terrestris* outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis*, 154 (1), 136-146. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01193.x

Coeurdassier M., Riols R., Decors A., Mionnet A., David F., Quintaine T., Truchetet D., Scheifler R., Giraudoux P., 2014b. Unintentional wildlife poisoning and proposals for sustainable management of rodents. *Conservation Biology*, 28 (2), 315-321. https://doi.org/10.1111/cobi.12230

Commission européenne, 2009a. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable (texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JO* L 309, 24.11.2009, 71-86. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:309:0071:0086:fr:PDF

Commission européenne, 2009b. règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO,* L 309, 24.11.2009, 1-50. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:309:0001:0050:FR:PDF

Commission européenne, 2021. règlement (UE) 2021/383 de la Commission du 3 mars 2021 modifiant l'annexe III du règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil fixant la liste de coformulants ne pouvant pas entrer dans la composition des produits phytopharmaceutiques (texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). C/2021/1359, *JO,* L 74, 4.3.2021, 7-26. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R0383&from=FR

Coscollà C., Yusà V., 2016. Pesticides and agricultural air quality. *In:* de la Guardia M., Armenta S., eds. *Comprehensive Analytical Chemistry*, Elsevier, 423-490. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166526X16300654

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., Oneill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., vandenBelt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630), 253-260. https://doi.org/10.1038/387253a0

Coutellec M.A., Delous G., Cravedi J.P., Lagadic L., 2008. Effects of the mixture of diquat and a nonylphenol polyethoxylate adjuvant on fecundity and progeny early performances of the pond snail *Lymnaea stagnalis* in laboratory bioassays and microcosms. *Chemosphere*, 73 (3), 326-336. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.068

Cryder Z., Wolf D., Carlan C., Gan J., 2021. Removal of urban-use insecticides in a large-scale constructed wetland. *Environmental Pollution*, 268 (PT A), 115586. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115586

Daily G.C., Postel S., Bawa K., Kaufman L., Peterson C.H., Carpenter S., Tillman D., Dayton P., Alexander S., Lagerquist K., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Nature/science, Island Press.

Deacon S., Alix A., Knowles S., Wheeler J., Tescari E., Alvarez L., Nicolette J., Rockel M., Burston P., Quadri G., 2016. Integrating ecosystem services into crop protection and pest management: Case study with the soil fumigant 1,3-dichloropropene and its use in tomato production in Italy. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (4), 801-810. https://doi.org/10.1002/ieam.1761

Deacon S., Norman S., Nicolette J., Reub G., Greene G., Osborn R., Andrews P., 2015. Integrating ecosystem services into risk management decisions: Case study with Spanish citrus and the insecticide chlorpyrifos. *Science of the Total Environment*, 505, 732-739. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.034

de Caralt S., Verdura J., Verges A., Ballesteros E., Cebrian E., 2020. Differential effects of pollution on adult and recruits of a canopy-forming alga: Implications for population viability under low pollutant levels. *Scientific Reports*, 10 (1), 11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-73990-5

De Castro-Catala N., Doledec S., Kalogianni E., Skoulikidis N.T., Paunovic M., Vasiljevic B., Sabater S., Tornes E., Munoz I., 2020. Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 742, 12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140543

Dedieu F., 2021. Organized denial at work: The difficult search for consistencies in French pesticide regulation. *Regulation & Governance*, 23. https://doi.org/10.1111/rego.12381

Della Rossa P., Jannoyer M., Mottes C., Plet J., Bazizi A., Arnaud L., Jestin A., Woignier T., Gaude J.M., Cattan P., 2017. Linking current river pollution to historical pesticide use: Insights for territorial management? *Science of the Total Environment*, 574, 1232-1242. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.065



Delnat V., Tran T.T., Janssens L., Stoks R., 2019. Resistance to a chemical pesticide increases vulnerability to a biopesticide: Effects on direct mortality and mortality by predation. *Aquatic Toxicology*, 216, 10. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105310

Demortain D., 2021. The science behind the ban: The outstanding impact of ecotoxicological research on the regulation of neonicotinoids. *Current Opinion in Insect Science*, 46, 78-82. https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.02.017

Demortain D., Boullier H., 2019. Une expertise de marché : anticipations marchandes et construction des méthodes toxicologiques dans la réglementation des produits chimiques aux États-Unis. *Revue française de sociologie*, 60 (3), 429-456. https://doi.org/10.3917/rfs.603.0429

Desprats J.F., 2020. *Poursuite de la cartographie sur la contamination des sols par la chlordécone – 2019-2021.* Rapport d'avancement, BRGM, Préfet de la Martinique (BRGM RP-70232-FR), 21 p.

De Valck J., Rolfe J., 2018. Linking water quality impacts and benefits of ecosystem services in the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 130, 55-66. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.017

Diaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M. Ash N., Larigauderie A., Adhikari J.R., Arico S., Báldi A., Bartuska A., Baste I.A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K.M.A., Figueroa V.E., Duraiappah A., Fischer M., Hill R., Koetz T., Leadley P., Lyver P., Mace G.M., Martin-Lopez B., Okumura M., Pacheco D., Pascual U., Pérez E.S., Reyers B., Roth E., Saito O., Scholes R.J., Sharma N., Tallis H., Thaman R., Watson R., Yahara T., Abdul Hamid Z., Akosim C., Al-Hafedh Y., Allahverdiyev R., Amankwah E., Asah S.T., Asfaw Z., Bartus G., Brooks L.A., Caillaux J., Dalle G., Darnaedi D., Driver A., Erpul G., Escobar-Eyzaguirre P., Failler P., Fouda A.M.M., Fu B., Gundimeda H., Hashimoto S., Homer F., Lavorel S., Lichtenstein G., Mala W.A., Mandivenyi W., Matczak P., Mbizvo C., Mehrdadi M., Metzger J.P., Mikissa J.B., Moller H., Mooney H.A., Mumby P., Nagendra H., Nesshover C., Oteng-Yeboah A.A., Pataki G., Roué M., Rubis J., Schultz M., Smith P., Sumaila R., Takeuchi K., Thomas S., Verma M., Yeo-Chang Y., Zlatanova D., 2015. The IPBES Conceptual Framework: Connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002

Dietzen C., Edwards P.J., Wolf C., Ludwigs J.D., Luttik R., 2014. Focal species of birds in European crops for higher tier pesticide risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10 (2), 247-259. https://doi.org/10.1002/ieam.1487

Dinh K.V., Janssens L., Therry L., Gyulavari H.A., Bervoets L., Stoks R., 2016. Rapid evolution of increased vulnerability to an insecticide at the expansion front in a poleward-moving damselfly. *Evolutionary Applications*, 9 (3), 450-461. https://doi.org/10.1111/eva.12347

Dousset S., Jacobson A.R., Dessogne J.B., Guichard N., Baveye P.C., Andreux F., 2007. Facilitated transport of diuron and glyphosate in high copper vineyard soils. *Environmental Science & Technology*, 41 (23), 8056-8061. https://doi.org/10.1021/es071664c

Dromard C.R., Devault D.A., Bouchon-Navaro Y., Allenou J.P., Budzinski H., Cordonnier S., Tapie N., Reynal L., Lemoine S., Thome J.P., Thouard E., Monti D., Bouchon C., 2022. Environmental fate of chlordecone in coastal habitats: Recent studies conducted in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (1), 51-60. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04661-w

Duncan C., Thompson J.R., Pettorelli N., 2015. The quest for a mechanistic understanding of biodiversity-ecosystem services relationships. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1817), 10. https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1348

Eevers N., White J.C., Vangronsveld J., Weyens N., 2017. Bio- and phytoremediation of pesticide-contaminated environments: A review. *In:* Cuypers A., Vagronsveld J., eds. *Phytoremediation*, San Diego, Elsevier Academic Press Inc (Advances in Botanical Research), 277-318. http://dx.doi.org/10.1016/bs.abr.2017.01.001

Efese, 2016. L'essentiel du cadre conceptuel. Théma. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Efese%20-%20L%E2%80%99essentiel%20du%20cadre%20conceptuel.pdf

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2010. Scientific opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology (SANCO/3268/2001 and SANCO/10329/2002). *EFSA Journal*, 8 (10), 1821. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1821

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal*, 11 (7), 3290. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290

EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *EFSA Journal*, 14 (6), e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

EFSA Scientific Committee, More S., Bampidis V., Benford D., Bragard C., Halldorsson T., Hernandez-Jerez A., Bennekou S.H., Koutsoumanis K., Machera K., Naegeli H., Nielsen S.S., Schlatter J., Schrenk D., Silano V., Turck D., Younes M., Arnold G., Dorne J.L., Maggiore A., Pagani S., Szentes C., Terry S., Tosi S., Vrbos D., Zamariola G., Rortais A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *EFSA Journal*, 19 (5), 75, e06607. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6607

Espinasse S., Chaufaux J., Buisson C., Perchat S., Gohar M., Bourguet D., Sanchis V., 2003. Occurrence and linkage between secreted insecticidal toxins in natural isolates of *Bacillus thuringiensis*. *Current Microbiology*, 47 (6), 501-507. https://doi.org/10.1007/s00284-003-4097-2

Felisbino K., Santos R., Piancini L.D.S., Cestari M.M., Leme D.M., 2018. Mesotrione herbicide does not cause genotoxicity, but modulates the genotoxic effects of Atrazine when assessed in mixture using a plant test system (*Allium cepa*). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 150, 83-88. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2018.07.009

Fenner K., Canonica S., Wackett L.P., Elsner M., 2013. Evaluating pesticide degradation in the environment: Blind spots and emerging opportunities. *Science*, 341 (6147), 752-758. https://doi.org/10.1126/science.1236281

Fernandez D., Voss K., Bundschuh M., Zubrod J.P., Schafer R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Science of the Total Environment*, 533, 40-48. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.090

Freeman J.C., Smith L.B., Silva J.J., Fan Y.J., Sun H.N., Scott J.G., 2021. Fitness studies of insecticide resistant strains: Lessons learned and future directions. *Pest Management Science*, 77 (9), 3847-3856. https://doi.org/10.1002/ps.6306

Galic N., Salice C.J., Birnir B., Bruins R.J.F., Ducrot V., Jager H.I., Kanarek A., Pastorok R., Rebarber R., Thorbek P., Forbes V.E., 2019. Predicting impacts of chemicals from organisms to ecosystem service delivery: A case study of insecticide impacts on a freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 682, 426-436. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.187

Gallai N., Salles J.M., Settele J., Vaissiere B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68 (3), 810-821. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014

Galon L., Bragagnolo L., Korf E.P., dos Santos J.B., Barroso G.M., Ribeiro V.H.V., 2021. Mobility and environmental monitoring of pesticides in the atmosphere: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (25), 32236-32255. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14258-x

Garrett D.R., Pelletier F., Garant D., Bélisle M., 2021. Combined influence of food availability and agricultural intensification on a declining aerial insectivore. *bioRxiv*. https://doi.org/10.1101/2021.02.02.427782



Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., Morales M.B., Ceryngier P., Liira J., Tscharntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L.W., Dennis C., Palmer C., Oñate J.J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer C., Goedhart P.W., Inchausti P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2), 97-105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Gibbons D., Morrissey C., Mineau P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1), 103-118. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Gonzalez-Gaya B., Lopez-Herguedas N., Bilbao D., Mijangos L., Iker A.M., Etxebarria N., Irazola M., Prieto A., Olivares M., Zuloaga O., 2021. Suspect and non-target screening: The last frontier in environmental analysis. *Analytical Methods*, 13 (16), 1876-1904. https://doi.org/10.1039/d1ay00111f

Grace J.B., Anderson T.M., Seabloom E.W., Borer E.T., Adler P.B., Harpole W.S., Hautier Y., Hillebrand H., Lind E.M., Partel M., Bakker J.D., Buckley Y.M., Crawley M.J., Damschen E.I., Davies K.F., Fay P.A., Firn J., Gruner D.S., Hector A., Knops J.M.H., MacDougall A.S., Melbourne B.A., Morgan J.W., Orrock J.L., Prober S.M., Smith M.D., 2016. Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, 529 (7586), 390-393. http://dx.doi.org/10.1038/nature16524

Grimonprez B., Bouchema I., 2021. Réintroduction des néonicotinoïdes dans l'environnement : la nécessité fait-elle loi ? *Droit de l'environnement*, (296), 9.

Haines-Young R., Potschin M., 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*, Fabis Consulting, 53. https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf

Hallmann C.A., Foppen R.P.B., van Turnhout C.A.M., de Kroon H., Jongejans E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511 (7509), 341-343. https://doi.org/10.1038/nature13531

Hamlyn O., 2017. *Beyond Rhetoric: Closing the Gap Betweenpolicy and Practice in the EU's Regulation of Risky Technologies*. Doctor of Philosophy, University College, London.

Hart J.D., Milsom T.P., Fisher G., Wilkins V., Moreby S.J., Murray A.W.A., Robertson P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43 (1), 81-91. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01103.x

Hernandez-Jerez A., Adriaanse P., Aldrich A., Berny P., Coja T., Duquesne S., Gimsing A.L., Marina M., Millet M., Pelkonen O., Pieper S., Tiktak A., Tzoulaki I., Widenfalk A., Wolterink G., Russo D., Streissl F., Topping C., Efsa Panel Plant Protection Products and their Reidues, 2019. Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *EFSA Journal*, 17 (7), 81. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758

Holmstrup M., Bindesbol A.M., Oostingh G.J., Duschl A., Scheil V., Kohler H.R., Loureiro S., Soares A., Ferreira A.L.G., Kienle C., Gerhardt A., Laskowski R., Kramarz P.E., Bayley M., Svendsen C., Spurgeon D.J., 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Science of the Total Environment*, 408 (18), 3746-3762. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.067

Hulin M., Leroux C., Mathieu A., Gouzy A., Berthet A., Boivin A., Bonicelli B., Chubilleau C., Hulin A., Garziandia E.L., Mamy L., Millet M., Pernot P., Quivet E., Scelo A.L., Merlo M., Ruelle B., Bedos C., 2021. Monitoring of pesticides in ambient air: Prioritization of substances. *Science of the Total Environment*, 753, 10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141722

Humann-Guilleminot S., Laurent S., Bize P., Roulin A., Glauser G., Helfenstein F., 2021. Contamination by neonicotinoid insecticides in barn owls (*Tyto alba*) and Alpine swifts (*Tachymarptis melba*). *Science of the Total Environment*, 785, 8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147403

Hunn J.G., Macaulay S.J., Matthaei C.D., 2019. Food shortage amplifies negative sublethal impacts of low-level exposure to the neonicotinoid insecticide imidacloprid on stream mayfly nymphs. *Water*, 11 (10), 18. https://doi.org/10.3390/w11102142

Inserm, 2021. *Pesticides et effets sur la santé : nouvelles données*, Montrouge, EDP Sciences (collection Expertise collective), 1009 p. https://www.inserm.fr/wp-content/uploads/2021-07/inserm-expertisecollective-pesticides2021-rapportcomplet-0.pdf

IPBES, Díaz S., Settele J., Brondízio E.S., Ngo H.T., Guèze M., Agard J., Arneth A., Balvanera P., Brauman K.A., Butchart S.H.M., Chan K.M.A., Garibaldi L.A., Ichii K., Liu J., Subramanian S.M., Midgley G.F., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Roy Chowdhury R., Shin Y.J., Visseren-Hamakers I.J., Willis K.J., Zayas C.N., 2019. *Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques : résumé à l'intention des décideurs*, Bonn, Germany, IPBES secrétariat, 56 p. http://ipbes.net/system/files/2021-04/ipbes_8_3_nexus_assessment_fr.pdf.

Ivorra L., Cardoso P.G., Chan S.K., Cruzeiro C., Tagulao K.A., 2021. Can mangroves work as an effective phytoremediation tool for pesticide contamination? An interlinked analysis between surface water, sediments and biota. *Journal of Cleaner Production*, 295. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126334

Jack C.N., Petipas R.H., Cheeke T.E., Rowland J.L., Friesen M.L., 2021. Microbial inoculants: Silver bullet or microbial Jurassic Park? *Trends in Microbiology*, 29 (4), 299-308. https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.11.006

Jansen M., Coors A., Stoks R., De Meester L., 2011. Evolutionary ecotoxicology of pesticide resistance: A case study in Daphnia. *Ecotoxicology*, 20 (3), 543-551. https://doi.org/10.1007/s10646-011-0627-z

Jeannot R., Lemière B., Chiron S., Augustin F., Darmendrail D., 2000. *Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués*, Orléans, BRGM, (BRGM/RP-50128-FR,), 110 p. http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-50128-FR.pdf

Johnson R.M., Dahlgren L., Siegfried B.D., Ellis M.D., 2013. Acaricide, fungicide and drug interactions in honey bees (*Apis mellifera*). *Plos One*, 8 (1), 10. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054092

Jonker M.J., Svendsen C., Bedaux J.J.M., Bongers M., Kammenga J.E., 2005. Significance testing of synergistic/antagonistic, dose level-dependent, or dose ratio-dependent effects in mixture dose-response analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (10), 2701-2713. https://doi.org/10.1897/04-431r.1

Jouzel J.-N., 2019. *Pesticides, comment ignorer ce que l'on sait ?*, Presses de Sciences Po, 261 p.

Karimi B., Masson V., Guilland C., Leroy E., Pellegrinelli S., Giboulot E., Maron P.A., Ranjard L., 2021. Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (3), 2013-2030. https://doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x

Kattwinkel M., Kuhne J.V., Foit K., Liess M., 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications*, 21 (6), 2068-2081. https://doi.org/10.1890/10-1993.1

Khorram M.S., Zhang Q., Lin D.L., Zheng Y., Fang H., Yu Y.L., 2016. Biochar: A review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications. *Journal of Environmental Sciences*, 44, 269-279. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2015.12.027

Köhler H.R., Triebskorn R., 2013. Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341 (6147), 759-765. https://doi.org/10.1126/science.1237591

Lambert A.S., Dabrin A., Morin S., Gahou J., Foulquier A., Coquery M., Pesce S., 2016. Temperature modulates phototrophic periphyton response to chronic copper exposure. *Environmental Pollution*, 208, 821-829. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.004



Lambert O., Pouliquen H., Clergeau P., 2005. Impact of cholinesterase-inhibitor insecticides on non-target wildlife: A review of studies relative to terrestrial vertebrates. *Revue d'écologie, Terre et Vie*, 60 (1), 3-20.

Larras F., Charles S., Chaumot A., Pelosi C., Le Gall M., Mamy L., Beaudouin R., 2022a. A critical review of modelling approaches for ecological risk assessment of pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 43448-43500. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-19111-3

Larras F., Beaudouin R., Berny P., Charles S., Chaumot A., Corio-Costet M.F., Doussan I., Pelosi C., Leenhardt S., Mamy L., 2022b. A meta-analysis of ecotoxicological models used for plant protection product risk assessment before their placing on the market. *Science of the Total Environment*, 844, 157003. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157003

Le Cor F., Slaby S., Dufour V., Iuretig A., Feidt C., Dauchy X., Banas D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of the Total Environment*, 788, 13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715

Lennon R.J., Isaac N.J.B., Shore R.F., Peach W.J., Dunn J.C., Pereira M.G., Arnold K.E., Garthwaite D., Brown C.D., 2019. Using long-term datasets to assess the impacts of dietary exposure to neonicotinoids on farmland bird populations in England. *Plos One*, 14 (10). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223093

Liess M., 2002. Population response to toxicants is altered by intraspecific interaction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (1), 138-142. https://doi.org/10.1002/etc.5620210120

Liess M., von der Ohe P.C., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (4), 954-965. https://doi.org/10.1897/03-652.1

Liess M., Liebmann L., Vormeier P., Weisner O., Altenburger R., Borchardt D., Brack W., Chatzinotas A., Escher B., Foit K., Gunold R., Henz S., Hitzfeld K.L., Schmitt-Jansen M., Kamjunke N., Kaske O., Knillmann S., Krauss M., Kuster E., Link M., Luck M., Moder M., Muller A., Paschke A., Schafer R.B., Schneeweiss A., Schreiner V.C., Schulze T., Schuurmann G., von Tumpling W., Weitere M., Wogram J., Reemtsma T., 2021. Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research*, 201, 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262

Lips S., Larras F., Schmitt-Jansen M., 2022. Community metabolomics provides insights into mechanisms of pollution-induced community tolerance of periphyton. *Science of the Total Environment*, 824, 153777. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153777

Liu J., Liang Y.S., Hu T., Zeng H., Gao R., Wang L., Xiao Y.H., 2021. Environmental fate of Bt proteins in soil: Transport, adsorption/desorption and degradation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226, 14. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112805

Liu T.X., Irungu R.W., Dean D.A., Harris M.K., 2013. Impacts of spinosad and lambda-cyhalothrin on spider communities in cabbage fields in South Texas. *Ecotoxicology*, 22 (3), 528-537. https://doi.org/10.1007/s10646-013-1045-1

Macfadyen S., Zalucki M.P., 2012. Assessing the short-term impact of an insecticide (Deltamethrin) on predator and herbivore abundance in soybean Glycine max using a replicated small-plot field experiment. *Insect Science*, 19 (1), 112-120. https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2011.01410.x

Major K.M., Weston D.P., Lydy M.J., Wellborn G.A., Poynton H.C., 2018. Unintentional exposure to terrestrial pesticides drives widespread and predictable evolution of resistance in freshwater crustaceans. *Evolutionary Applications*, 11 (5), 748-761. https://doi.org/10.1111/eva.12584

Mann R.M., Hyne R.V., Choung C.B., Wilson S.P., 2009. Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution*, 157 (11), 2903-2927. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.015

Martinez J.G., Paran G.P., Rizon R., De Meester N., Moens T., 2016. Copper effects on soil nematodes and their possible impact on leaf litter decomposition: A microcosm approach. *European Journal of Soil Biology*, 73, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.12.004

Matamoros V., Caiola N., Rosales V., Hernandez O., Ibanez C., 2020. The role of rice fields and constructed wetlands as a source and a sink of pesticides and contaminants of emerging concern: Full-scale evaluation. *Ecological Engineering*, 156, 10. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105971

Mateo-Tomas P., Olea P.P., Minguez E., Mateo R., Vinuela J., 2020. Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (28), 16418-16423. https://doi.org/10.1073/pnas.1922355117

Mayer M., Duan X.D., Sunde P., Topping C.J., 2020. European hares do not avoid newly pesticide-sprayed fields: Overspray as unnoticed pathway of pesticide exposure. *Science of the Total Environment*, 715. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136977

McKerchar M., Potts S.G., Fountain M.T., Garratt M.P.D., Westbury D.B., 2020. The potential for wildflower interventions to enhance natural enemies and pollinators in commercial apple orchards is limited by other management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 12. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107034

Megharaj M., Ramakrishnan B., Venkateswarlu K., Sethunathan N., Naidu R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International*, 37 (8), 1362-1375. https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.003

Mesnage R., Benbrook C., Antoniou M.N., 2019. Insight into the confusion over surfactant co-formulants in glyphosate-based herbicides. *Food and Chemical Toxicology*, 128, 137-145. https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.03.053

Mineau P., 2002. Estimating the probability of bird mortality from pesticide sprays on the basis of the field study record. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (7), 1497-1506. https://doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<1497:etpobm>2.0.co;2

Mineau P., Palmer C., 2013. *The Impact of the Nation's Most Widely Used Insecticides on Birds*, American Bird Conservancy, Neonicotinoid Insecticides and Birds, 96 p. https://extension.entm.purdue.edu/neonicotinoids/PDF/TheImpactoftheNationsMostWidelyUsedInsecticidesonBirds.pdf

Mohring N., Ingold K., Kudsk P., Martin-Laurent F., Niggli U., Siegrist M., Studer B., Walter A., Finger R., 2020. Pathways for advancing pesticide policies. *Nature Food*, 1 (9), 535-540. https://doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4

Motta E.V.S., Raymann K., Moran N.A., 2018. Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (41), 10305-10310. https://doi.org/10.1073/pnas.1803880115

Motta E.V.S., Mak M., De Jong T.K., Powell J.E., O'Donnell A., Suhr K.J., Riddington I.M., Moran N.A., 2020. Oral or topical exposure to glyphosate in herbicide formulation impacts the gut microbiota and survival rates of honey bees. *Applied and Environmental Microbiology*, 86 (18), 21. https://doi.org/10.1128/aem.01150-20

Mougin C., Gouy V., Bretagnolle V., Berthou J., Andrieux P., Ansart P., Benoit M., Coeurdassier M., Comte I., Dages C., Denaix L., Dousset S., Ducreux L., Gaba S., Gilbert D., Imfeld G., Liger L., Molenat J., Payraudeau S., Samouelian A., Schott C., Tallec G., Vivien E., Voltz M., 2018. RECOTOX, a French initiative in ecotoxicology-toxicology to monitor, understand and mitigate the ecotoxicological impacts of pollutants in socioagroecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (34), 33882-33894. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2716-5

Munschy C., Chouvelon T., Bely N., Pollono C., Mauffret A., Spitz J., 2019. Legacy and emerging organohalogen compounds in deep-sea pelagic organisms from the Bay of Biscay (northeast Atlantic). *Organohalogen Compounds*, 81, 108-111.



Nagy K., Duca R.C., Lovas S., Creta M., Scheepers P.T.J., Godderis L., Adam B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environmental Research*, 181, 19. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926

Nations unies, 1992. *Convention sur la diversité biologique*, 32 p. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf

Nguyen D.B., Rose M.T., Rose T.J., Morris S.G., van Zwieten L., 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 92, 50-57. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014

Ockleford C., Adriaanse P., Berny P., Brock T., Duquesne S., Grilli S., Hernandez-Jerez A.F., Bennekou S.H., Klein M., Kuhl T., Laskowski R., Machera K., Pelkonen O., Pieper S., Stemmer M., Sundh I., Teodorovic I., Tiktak A., Topping C.J., Wolterink G., Aldrich A., Berg C., Ortiz-Santaliestra M., Weir S., Streissl F., Smith R.H., EFSA Panel Plant Protection Products and their Residues, 2018. Scientific opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16 (2), 301, e05125. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Oliveira dos Anjos T.B., Polazzo F., Arenas-Sanchez A., Cherta L., Ascari R., Migliorati S., Vighi M., Rico A., 2021. Eutrophic status influences the impact of pesticide mixtures and predation on *Daphnia pulex* populations. *Ecology and Evolution*, 12. https://doi.org/10.1002/ece3.7305

Paris L., Peghaire E., Mone A., Diogon M., Debroas D., Delbac F., El Alaoui H., 2020. Honeybee gut microbiota dysbiosis in pesticide/parasite co-exposures is mainly induced by *Nosema ceranae*. *Journal of Invertebrate Pathology*, 172, 8. https://doi.org/10.1016/j.jip.2020.107348

Passos A., Souza M.F., Silva D.V., Saraiva D.T., da Silva A.A., Zanuncio J.C., Goncalves B.F.S., 2018. Persistence of picloram in soil with different vegetation managements. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (24), 23986-23991. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2443-y

Pearsons K.A., Tooker J.F., 2021. Preventive insecticide use affects arthropod decomposers and decomposition in field crops. *Applied Soil Ecology*, 157, 10. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103757

Pelosi C., Bertrand C., Daniele G., Coeurdassier M., Benoit P., Nelieu S., Lafay F., Bretagnolle V., Gaba S., Vulliet E., Fritsch C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 305, 13. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pesce S., Margoum C., Foulquier A., 2016. Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 79-86. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.009

Poelchau M., Childers C., Moore G., Tsavatapalli V., Evans J., Lee C.Y., Lin H., Lin J.W., Hackett K., 2015. The i5k Workspace@NAL-enabling genomic data access, visualization and curation of arthropod genomes. *Nucleic Acids Research*, 43 (D1), D714-D719. https://doi.org/10.1093/nar/gku983

Poisson M.C., Garrett D.R., Sigouin A., Belisle M., Garant D., Haroune L., Bellenger J.P., Pelletier F., 2021. Assessing pesticides exposure effects on the reproductive performance of a declining aerial insectivore. *Ecological Applications*, 31 (7), 13. https://doi.org/10.1002/eap.2415

Potter T.L., Coffin A.W., 2017. Assessing pesticide wet deposition risk within a small agricultural watershed in the Southeastern Coastal Plain (USA). *Science of the Total Environment*, 580, 158-167. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.020

Pristed M.J.S., Bundschuh M., Rasmussen J.J., 2016. Multiple exposure routes of a pesticide exacerbate effects on a grazing mayfly. *Aquatic Toxicology*, 178, 190-196. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.08.005

Qiu K.Y., Xie Y.Z., Xu D.M., Pott R., 2018. Ecosystem functions including soil organic carbon, total nitrogen and available potassium are crucial for vegetation recovery. *Scientific Reports*, 8, 11. https://doi.org/10.1038/s41598-018-25875-x

Rasmussen J.J., Reiber L., Holmstrup M., Liess M., 2017. Realistic pesticide exposure through water and food amplifies long-term effects in a Limnephilid caddisfly. *Science of the Total Environment*, 580, 1439-1445. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.110

Rasmussen J.J., Wiberg-Larsen P., Baattrup-Pedersen A., Monberg R.J., Kronvang B., 2012. Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. *Science of the Total Environment*, 416, 148-155. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.057

Rasmussen J.J., Wiberg-Larsen P., Kristensen E.A., Cedergreen N., Friberg N., 2013. Pyrethroid effects on freshwater invertebrates: A meta-analysis of pulse exposures. *Environmental Pollution*, 182, 479-485. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.012

Rattner B.A., Volker S.F., Lankton J.S., Bean T.G., Lazarus R.S., Horak K.E., 2020. Brodifacoum toxicity in american kestrels (*Falco sparverius*) with evidence of increased hazard on subsequent anticoagulant rodenticide exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (2), 468-481. https://doi.org/10.1002/etc.4629

République française, 2014. Loi nº 2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national (1). *JORF* nº 0033 du 8 février 2014. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000028571536/

Robinson C., Portier C.J., Cavoski A., Mesnage R., Roger A., Clausing P., Whaley P., Muilerman H., Lyssimachou A., 2020. Achieving a high level of protection from pesticides in Europe: Problems with the current risk assessment procedure and solutions. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3), 450-480. https://doi.org/10.1017/err.2020.18

Sanchez-Bayo F., 2021. Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. *Toxics*, 9 (8), 22. https://doi.org/10.3390/toxics9080177

Sanchez-Bayo F., Wyckhuys K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Schäfer R.B., von der Ohe P.C., Rasmussen J., Kefford B.J., Beketov M.A., Schulz R., Liess M., 2012. Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 46 (9), 5134-5142. https://doi.org/10.1021/es2039882

Schmera D., Heino J., Podani J., Eros T., Doledec S., 2017. Functional diversity: A review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787 (1), 27-44. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5

Schriever C.A., Liess M., 2007. Mapping ecological risk of agricultural pesticide runoff. *Science of the Total Environment*, 384 (1-3), 264-279. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.019

Silva V., Mol H.G.J., Zomer P., Tienstra M., Ritsema C.J., Geissen V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils: A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653, 1532-1545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441

Stanley D.A., Garratt M.P.D., Wickens J.B., Wickens V.J., Potts S.G., Raine N.E., 2015. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, 528 (7583), 548-550. https://doi.org/10.1038/nature16167

Stehle S., Dabrowski J.M., Bangert U., Schulz R., 2016. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Science of the Total Environment*, 545, 171-183. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.077

Stehle S., Elsaesser D., Gregoire C., Imfeld G., Niehaus E., Passeport E., Payraudeau S., Schafer R.B., Tournebize J., Schulz R., 2011. Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: A meta-analysis. *Journal of Environmental Quality*, 40 (4), 1068-1080. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0510

Suryanarayanan S., 2013. Balancing control and complexity in field studies of neonicotinoids and honey bee health. *Insects*, 4 (1), 153-167. https://www.mdpi.com/2075-4450/4/1/153



Syromyatnikov M.Y., Isuwa M.M., Savinkova O.V., Derevshchikova M.I., Popov V.N., 2020. The effect of pesticides on the microbiome of animals. *Agriculture-Basel*, 10 (3). https://doi.org/10.3390/agriculture10030079

Taylor R.L., Maxwell B.D., Boik R.J., 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116 (3-4), 157-164. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.01.012

Thomson L.J., Hoffmann A.A., 2006. Field validation of laboratory-derived IOBC toxicity ratings for natural enemies in commercial vineyards. *Biological Control*, 39 (3), 507-515. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.06.009

Tibi A., Therond O., 2017. *Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE.* Synthèse du rapport d'étude, Inra, 118 p.

Tlili A., Dorigo U., Montuelle B., Margoum C., Carluer N., Gouy V., Bouchez A., Berard A., 2008. Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron: An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology*, 87 (4), 252-263. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.02.004

Topping C.J., Luttik R., 2017. Simulation to aid in interpreting biological relevance and setting of population-level protection goals for risk assessment of pesticides. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 89, 40-49. https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2017.07.011

Topping C.J., Weyman G.S., 2018. Rabbit population landscape-scale simulation to investigate the relevance of using rabbits in regulatory environmental risk assessment. *Environmental Modeling & Assessment*, 23 (4), 415-457. https://doi.org/10.1007/s10666-017-9581-3

Topping C.J., Aldrich A., Berny P., 2020. Overhaul environmental risk assessment for pesticides. *Science*, 367 (6476), 360-363. https://doi.org/10.1126/science.aay1144

Topping C.J., Craig P.S., de Jong F., Klein M., Laskowski R., Manachini B., Pieper S., Smith R., Sousa J.P., Streissl F., Swarowsky K., Tiktak A., van der Linden T., 2015. Towards a landscape scale management of pesticides: ERA using changes in modelled occupancy and abundance to assess long-term population impacts of pesticides. *Science of the Total Environment*, 537, 159-169. http://dx/doi/org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.152

Tournebize J., Chaumont C., Mander U., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103, 415-425. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014

Tournebize J., Henine H., Chaumont C., 2020. Gérer les eaux de drainage agricole : du génie hydraulique au génie écologique. *Science, Eaux et Territoires*, 32, 32-41. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.2.06

Uhl P., Bruehl C.A., 2019. The impact of pesticides on flower-visiting insects: A review with regard to European risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11), 2355-2370. https://doi.org/10.1002/etc.4572

Ulrich U., Hormann G., Unger M., Pfannerstill M., Steinmann F., Fohrer N., 2018. Lentic small water bodies: Variability of pesticide transport and transformation patterns. *Science of the Total Environment*, 618, 26-38. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.032

Union européenne, 2019. règlement (UE) n° 2019/1381 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, et modifiant les règlements (CE) n° 178/2002, (CE) n° 1829/2003, (CE) n° 1831/2003, (CE) n° 2065/2003, (CE) n° 1935/2004, (CE) n° 1331/2008, (CE) n° 1107/2009, (UE) 2015/2283 et la directive 2001/18/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.). *JO* L 231 du 6.9.2019, 1-28. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1381

van der Plas F., 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94 (4), 1220-1245. https://doi.org/10.1111/brv.12499

Vasselon V., Rimet F., Tapolczai K., Bouchez A., 2017. Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: Scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte Island, France). *Ecological Indicators*, 82, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.024

Voltz M., Bedos C., Crevoisier D., Dagès C., Fabre J.C., Lafolie F., Loubet B., Personne E., Casellas E., Chabrier P., Chataigner M., Chambon C., Nouguier C., Bankhwal P., Barriuso E., Benoit P., Brunet Y., Douzals J.P., Drouet J.L., Mamy L., Moitrier N., Pot V., Raynal H., Ruelle B., Samouelian A., Saudreau M., 2019. Integrated Modelling of pesticide fate in agricultural landscapes: The MIPP Project. *21st International Fresenius AGRO Conference Behaviour of Pesticides in Air, Soil and Water*, 2019.

Vonk J.A., Kraak M.H.S., 2020. Herbicide exposure and toxicity to aquatic primary producers. *In:* DeVoogt P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology,* 250, Cham, Springer International Publishing Ag, 119-171. https://doi.org/10.1007/398_2020_48

Vymazal J., Bfezinova T., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75, 11-20. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026

Wei X., Khachatryan H., Rihn A., 2020. Consumer preferences for labels disclosing the use of neonicotinoid pesticides: Evidence from experimental auctions. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45 (3), 496-517. https://doi.org/10.22004/ag.econ.302462

Weisbrod A.V., Shea D., Moore M.J., Stegeman J.J., 2000. Organochlorine exposure and bioaccumulation in the endangered Northwest Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) population. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (3), 654-666. https://doi.org/10.1002/etc.5620190318

Weston D.P., Poynton H.C., Wellborn G.A., Lydy M.J., Blalock B.J., Sepulveda M.S., Colbourne J.K., 2013. Multiple origins of pyrethroid insecticide resistance across the species complex of a nontarget aquatic crustacean, *Hyalella azteca*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (41), 16532-16537. https://doi.org/10.1073/pnas.1302023110

Wick M., Freier B., 2000. Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat: A field study over 2 seasons. *Anzeiger Fur Schadlingskunde-Journal of Pest Science*, 73 (3), 61-69. https://doi.org/10.1046/j.1439-0280.2000.00061.x

Wood R.J., Mitrovic S.M., Lim R.P., Warne M.S., Dunlop J., Kefford B., 2019. Benthic diatoms as indicators of herbicide toxicity in rivers: A new SPEcies At Risk (SPEAR(herbicides)) index. *Ecological Indicators*, 99, 203-213. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.035

Wu C.H., Lin C.L., Wang S.E., Lu C.W., 2020. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid insecticide, on the echolocation system of insectivorous bats. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 163, 94-101. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2019.10.010

Yale R.L., Sapp M., Sinclair C.J., Moir J.W.B., 2017. Microbial changes linked to the accelerated degradation of the herbicide atrazine in a range of temperate soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8), 7359-7374. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8377-y

Yavari S., Malakahmad A., Sapari N.B., 2015. Biochar efficiency in pesticides sorption as a function of production variables-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18), 13824-13841. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5114-2

Zhao Q.H., De Laender F., Van den Brink P.J., 2020. Community composition modifies direct and indirect effects of pesticides in freshwater food webs. *Science of the Total Environment*, 739, 11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139531

Collectif de travail

Les noms des départements scientifiques INRAE sont abrégés ainsi : Sciences pour l'action, les transitions, les territoires : ACT ; Agroécosystèmes : AgroEcoSystem ; Écosystèmes aquatiques, ressources en eau et risques : AQUA ; Économie et sciences sociales : EcoSocio ; Santé des plantes et environnement : SPE.

Pilotes scientifiques

Laure Mamy, directrice de recherche, INRAE-AgroEcoSystem, UMR ECOSYS (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Thiverval-Grignon, France.

Stéphane Pesce, directeur de recherche, INRAE-AQUA, unité de recherche RiverLy (Recherche et développement pluridisciplinaires sur le fonctionnement des hydrosystèmes), Villeurbanne, France.

Wilfried Sanchez, directeur scientifique adjoint, Ifremer, Direction scientifique, Sète, France.

Experts scientifiques[32]

Marcel Amichot (CR), INRAE-SPE, UMR ISA (Institut Sophia Agrobiotech), Sophia Antipolis. Écotoxicologie, biocontrôle, biopesticides, pesticides.

Joan Artigas (MCF), Université Clermont-Auvergne, UMR LMGE (Laboratoire microorganismes : génome et environnement), Clermont-Ferrand. Écologie microbienne, écotoxicologie, rivière, décomposition, changement global.

Stéphanie Aviron (CR), INRAE-ACT, UMR BAGAP (Biodiversité, agroécologie et aménagement du paysage), Rennes. Agroécologie, biodiversité, paysage, systèmes agricoles, insectes.

Carole Barthélémy (MCF), Aix-Marseille Université, UMR LPED (Laboratoire Population Environnement Développement), Marseille. Sociologie, interactions nature/société, interdisciplinarité, natures en ville, gestion durable des ressources naturelles.

Rémy Beaudouin (IR), Ineris, UMR SEBIO (Stress environnementaux et biosurveillance des milieux aquatiques), Verneuil. Écotoxicologie, modélisation toxicocinétique, modélisation DEB-IBM, poisson, mésocosme (écosystème expérimental).

32. CR : chargé(e) de recherche ; DR : directeur(trice) de recherche ; IR : ingénieur de recherche ; MCF : maître de conférences ; Pr : professeur ; ICPEF : ingénieur en chef des ponts, des eaux et des forêts ; IDAE : ingénieur divisionnaire de l'agriculture et de l'environnement.

Carole Bedos (CR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR ECOSYS (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. Phyto, atmosphère, volatilisation, mesure, modélisation.

Annette Berard (ICPEF), INRAE-AgroEcoSystem, UMR EMMAH (Environnement méditerranéen et modélisation des agro-hydrosystèmes), Avignon. Écologie microbienne, écotoxicologie microbienne, résistance, résilience, tolérance, microalgues.

Philippe Berny (Pr), Vetagro Sup, UMR MTCX (Mycotoxines et toxicologie comparée des xénobiotiques), Lyon. Vertébrés terrestres, pesticides, toxicovigilance, raticides, expertise réglementaire et évaluation du risque.

Cédric Bertrand (Pr), Université de Perpignan (UPVD), UMR CRIOBE (Centre de recherches insulaires et observatoire de l'environnement), Perpignan. Biocontrôle, chimie de l'environnement, métabolomique, sol, sédiment.

Colette Bertrand (CR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR ECOSYS (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. Écotoxicologie, hétérogénéité du paysage, pesticides, exposition, invertébrés terrestres.

Stéphane Betoulle (Pr), Université de Reims Champagne-Ardenne, UMR SEBIO (Stress environnementaux et biosurveillance des milieux aquatiques), Reims. Immunotoxicologie de l'environnement, biosurveillance passive et active de marqueurs immunophysiologiques chez le poisson.

Ève Bureau-Point (CR), CNRS, UMR CNE (Centre Norbert-Elias), Marseille. Anthropologie, politiques publiques, pesticides au Cambodge, vie sociale.

Sandrine Charles (Pr), Université Claude-Bernard Lyon 1 (UCBL), UMR LBBE (Laboratoire de biométrie et biologie évolutive), Lyon. Évaluation du risque quantitative, modélisation mathématique, statistiques, théorie des systèmes dynamiques.

Arnaud Chaumot (DR), INRAE-AQUA, UR RiverLy-Ecotox (Laboratoire d'écotoxicologie), Lyon. Écotoxicologie, effets populationnels, milieux aquatiques, biosurveillance active, modélisation.

Bruno Chauvel (CR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR Agroécologie-ComPaRe (Communautés, paysages, réseaux trophiques), Dijon. Mauvaise herbe, système de culture, résistance aux herbicides, désherbage, plante envahissante.

Michaël Coeurdassier (MCF), Université de Franche-Comté, UMR Labo Chrono-environnement, Besançon. Rodenticide, pesticide, faune sauvage, exposition, effets.

Marie-France Corio-Costet (DR), INRAE-SPE, UMR SAVE (Santé et agroécologie du vignoble), Bordeaux. Pesticide, résistance, biocontrôle, phytostimulation, interaction trophique, expertise réglementaire et évaluation du risque.

Marie-Agnès Coutellec (CR), INRAE-AQUA, UMR DECOD (Dynamique et durabilité des écosystèmes : de la source à l'océan), Rennes. Écologie évolutive, écotoxicologie aquatique, effets populationnels et multigénération, marqueurs omiques, systèmes de reproduction.



Olivier Crouzet (CR), OFB, Service SantéAgri (Santé de la faune et fonctionnement des écosystèmes agricoles), Auffargis. Écotoxicologie, faune sauvage, microorganismes, pesticides, sols.

Isabelle Doussan (DR), INRAE-EcoSocio, UMR GREDEG (Groupe de recherche en droit, économie et gestion), Sophia Antipolis. Droit de l'environnement, droit économique, droit agricole.

Juliette Faburé (MCF), AgroParisTech, UMR ECOSYS (Écologie fonctionelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Paris. Écotoxicologie, invertébrés, biomarqueurs, bioaccumulation, échelles individuelle et cellulaire, réseaux trophiques.

Clémentine Fritsch (CR), CNRS, UMR Labo Chrono-environnement, Besançon. Écotoxicologie, écotoxicologie du paysage, multi-stress, faune sauvage, interactions trophiques et transferts de contaminants.

Nicola Gallai (MCF), ENSFEA, UMR LEREPS (Laboratoire d'étude et de recherche sur l'économie, les politiques et les systèmes sociaux), Toulouse. Économie de l'environnement, économie agricole, services écosystémiques.

Patrice Gonzalez (CR), CNRS, UMR EPOC (Environnements et paléoenvironnements océaniques et continentaux), Arcachon. Écotoxicologie aquatique, contaminants métalliques et organiques, effets, omiques, épigénétique.

Véronique Gouy-Boussada (IDAE), INRAE-AQUA, UR RiverLy (Pollutions diffuses), Lyon. Transferts des pesticides, bassin versant, zones tampons, qualité de l'eau.

Mickael Hedde (DR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR Eco&Sols, Montpellier. Sol, biodiversité, invertébrés, communautés, fonctionnement écosystèmes terrestres.

Alexandra Langlais (CR), CNRS, UMR IODE (Institut de l'Ouest : droit et Europe), Rennes. Droit de l'environnement, lien droit/science, droit de la biodiversité, services écosystémiques, paiements pour services environnementaux.

Fabrice Le Bellec (DR), Cirad, UR HortSys (Fonctionnement agroécologique et performances des systèmes de culture horticoles), Montpellier. Agronomie, impacts des pratiques agricoles, évaluation multicritère, agrosystèmes tropicaux.

Christophe Leboulanger (CR), IRD, UMR MARBEC (Marine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Sète. Écotoxicologie/phytoplancton, bioremédiation, écologie microbienne aquatique tropicale et méditerranéenne, PICT, producteurs primaires.

Christelle Margoum (IR), INRAE-AQUA, UR RiverLy-LAMA (Laboratoire de chimie des milieux aquatiques), Lyon. Chimie analytique, chimie environnementale, micropolluants organiques, echantillonnage, hydrosystème, devenir.

Fabrice Martin-Laurent (DR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR Agroécologie-EMFEED (Écologie microbienne fonctionnelle pour la gestion des intrants), Dijon. Écotoxicologie microbienne terrestre, biocontrole.

Rémi Mongruel (cadre de recherche), Ifremer, UMR AMURE (Centre de droit et d'économie de la mer), Brest. Services écosystémiques marins, évaluation économique, comptabilité écologique, coûts de maintien, institutions.

Soizic Morin (DR), INRAE-AQUA, UR EABX (Écosystèmes aquatiques et changements globaux), Bordeaux. Biofilm, diatomées, structure des communautés, fonctions, multistress.

Christian Mougin (DR), INRAE-SPE, UMR ECOSYS (Écologie fonctionelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Versailles. Écotoxicologie, sols, microorganismes, biomarqueurs, biochimie.

Dominique Munaron (cadre de recherche), Ifremer, UMR MARBEC (Marine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Sète. Pesticides, pharmaceutiques, écologie (lagunes méditerranéennes), chimie environnementale.

Sylvie Nélieu (CR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR ECOSYS (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. Chimie environnementale, contaminants organiques, dégradation, biodisponibilité, impact.

Céline Pelosi (DR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR EMMAH (Environnement méditerranéen et modélisation des agro-hydrosystèmes), Avignon. Sol, oligochètes terrestres, pratiques agricoles, pesticides, changements climatiques, modélisation.

Magali Rault (MCF), Avignon Université, UMR IMBE (Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale), Avignon. Auxiliaires, biomarqueurs, pesticides, pratiques agricoles, invertébrés terrestres.

Sergi Sabater (Pr), Universitat de Girona, ICRA (Institut Català de Recerca de l'Aigua), Gérone (Espagne). Biofilm, écotoxicologie des rivières, contaminants, algues.

Sabine Stachowski-Haberkorn (cadre de recherche), Ifremer, LPBA (Laboratoire de physiologie et biotechnologie des algues), Nantes. Écotoxicologie, phytoplancton, pesticides, marin, physiologie.

Eliott Sucre (Pr), Centre universitaire de formation et de recherche de Mayotte (CUFR), UMR MARBEC (Marine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Mayotte. Crabe, marqueurs écophysiologiques, osmorégulation, mangroves, réseau trophiques, Mayotte.

Marielle Thomas (MCF), Université de Lorraine, UMR AFPA (Animal et fonctionnalités des produits animaux), Nancy. Pisciculture, agroécologie, pesticides, ecotoxicité, remédiation.

Julien Tournebize (IR), INRAE-AQUA, UMR HYCAR (Hydrosystèmes continentaux anthropisés – ressources, risques, restauration), Antony. Hydrologie, science du sol, drainage agricole, qualité des eaux, ingénierie écologique, zones tampons humides.

Experts scientifiques – contributeurs ponctuels

Jean-Paul Douzals (CR), INRAE-AgroEcoSystem, UMR ITAP (Technologies et méthodes pour les agricultures de demain), Montpellier. Qualification environnementale et optimisation des technologies.

Nicolas Ris (CR), INRAE-SPE, UMR ISA (Institut Sophia Agrobiotech), Sophia Antipolis. Macroorganismes de biocontrôle.



Chargées de mission

Estelle Delebarre (IR), INRAE-DEPE, Paris. Jardins, espaces végétalisés et infrastructures, appui à la conception graphique.

Floriane Larras (IR), INRAE-DEPE, Lyon. Sciences réglementaires, modélisation, méthodes.

Documentation

Anne-Laure Achard, INRAE-AQUA, Lyon.

Morgane Le Gall, Ifremer-Appuidoc (Appui documentaire à la recherche), Brest.

Sophie Le Perchec, INRAE-DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), Rennes.

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Sophie Leenhardt, conduite du projet, rédaction.

Marc-Antoine Caillaud, communication, appui à l'organisation du colloque.

Kim Girard, gestion logistique et administrative.

Sandrine Gobet, gestion logistique et administrative.

Isabelle Savini, appui éditorial.

Sacha Desbourdes, designer graphique.

Comité de suivi

Membres : MTE/CGDD (**Gwenaelle Hello**), MAA/DGER (**Bénédicte Herbinet** puis **Antoine Legal**), MESRI/DGRI (**Enrique Barriuso**), Ifremer DG (**Léa Marty** puis **Olivier Le Pivert**), INRAE DS Environnement (**Thierry Caquet**) et INRAE DEPE (**Guy Richard**).

Invités aux réunions : MTES/DGPR, MTES/DEB, MAA/DGPE, MAA/DGAL, MSS/DGS, Anses, OFB, Écophyto/CSO Recherche et Innovation.

Comité consultatif d'acteurs

Organisations participantes : ACTA (Association de coordination technique agricole), AFA (Association française d'agronomie), Agences de l'eau, Axema (Union des industriels de l'agroéquipement), CNC (Comité national de la conchyliculture), CNPMEM (Comité national des pêches et élevages marins), Coop de France, Fédération nationale du négoce



agricole, FNAB (Fédération nationale d'agriculture biologique des régions de France), FRB (Fondation pour la recherche sur la biodiversité), Générations futures, IBMA France (Association française des entreprises de produits de biocontrôle), LPO (Ligue pour la protection des oiseaux), OPIE (Office pour les insectes et leur environnement), Plantes et Cité, Réseau Civam, Solagro, UFC-Que choisir, UICN (comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature), UIPP (Union pour la protection des plantes) puis Phytéis, UPJ (Union des entreprises pour la protection des jardins et des espaces publics).

Coordination éditoriale : Valérie Mary
Édition : Juliette Blanchet
Mise en page : EliLoCom

Dans le cadre du plan Écophyto II+, la conduite d'une expertise scientifique collective sur les impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques a été confiée, en 2020, à INRAE et à l'Ifremer. Les résultats, restitués en mai 2022, confirment que tous les types de milieux terrestres et aquatiques, l'ensemble des compartiments qui les composent et la plupart des organismes qui s'y trouvent sont contaminés par les produits phytopharmaceutiques.

La contamination varie suivant l'éloignement des zones d'utilisation des produits, principalement agricoles. Elle engendre des impacts directs et indirects sur les écosystèmes, notamment le déclin des populations d'invertébrés terrestres et aquatiques et d'oiseaux, ainsi que l'altération de fonctions et services écosystémiques. Différents leviers contribuent à atténuer la contamination et ses impacts, avec une efficacité variable suivant leurs combinaisons (réglementation, conditions d'utilisation des produits…).

Cette expertise identifie les besoins de recherche, en particulier pour mieux appréhender les phénomènes dynamiques dans un contexte de pressions multiples sur l'environnement. Il s'agira ainsi de caractériser et de prédire les impacts et d'améliorer les procédures d'évaluation des risques associés à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques.

Cet ouvrage s'adresse à l'ensemble des acteurs et décideurs concernés par les utilisations de produits phytopharmaceutiques, qu'ils interviennent dans le domaine juridique, politique, industriel, ou associatif, ainsi que dans la recherche ou l'enseignement.

Sophie Leenhardt est cheffe de projet à la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études à INRAE, dans les domaines associant agriculture et environnement.

Laure Mamy est directrice de recherche à INRAE. Elle étudie et modélise le comportement des composés organiques dans l'environnement et leurs effets écotoxicologiques.

Stéphane Pesce est directeur de recherche à INRAE. Il étudie l'impact de différents contaminants sur la biodiversité microbienne et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Wilfried Sanchez est directeur scientifique adjoint de l'Ifremer, en charge de la thématique « contaminants et effets sur le milieu marin ».





30 €

ISBN : 978-2-7592-3656-5







ISSN : 2115-1229
Réf. : 02872

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com